

ESTUDO DE ALTERNATIVAS PARA MINIMIZAÇÃO DO EXCESSO DE LODO PRODUZIDO EM ESTAÇÃO DE LODOS ATIVADOS

Murilo Custódio Oselame

Orientadora: Rejane Helena Costa Ribeiro

2010/02

**UNIVERSIDADE FEDERAL DE SANTA CATARINA
CENTRO TECNOLÓGICO
DEPARTAMENTO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E
AMBIENTAL**

MURILO CUSTÓDIO OSELAME

**ESTUDO DE ALTERNATIVAS PARA MINIMIZAÇÃO
DO EXCESSO DE LODO PRODUZIDO EM ESTAÇÃO
DE LODOS ATIVADOS**

**Trabalho apresentado à
Universidade Federal
de Santa Catarina para
Conclusão do Curso de
Graduação em
Engenharia Sanitária e
Ambiental**

**Orientadora
Prof. Dra. Rejane Helena Ribeiro da Costa**

**FLORIANÓPOLIS, (SC)
MARÇO/2011**

UNIVERSIDADE FEDERAL DE SANTA CATARINA
CENTRO TECNOLÓGICO
CURSO DE GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA SANITÁRIA
E AMBIENTAL

ESTUDO DE ALTERNATIVAS PARA MINIMIZAÇÃO DO
EXCESSO DE LODO PRODUZIDO EM ESTAÇÃO DE
Lodos Ativados

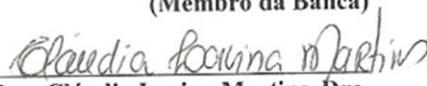
MURILO CUSTÓDIO OSELAME

Trabalho submetido à Banca Examinadora como parte dos
requisitos para Conclusão do Curso de Graduação em
Engenharia Sanitária e Ambiental-TCC II

BANCA EXAMINADORA:


Prof. Rejane Helena Ribeiro da Costa, Dra.
(Orientadora)


Eng. Alexandre Bach Trevisan
(Membro da Banca)


Eng. Cláudia Lavina Martins, Dra.
(Membro da Banca)

FLORIANÓPOLIS, (SC)
MARÇO/2011

AGRADECIMENTOS

Agradeço a minha orientadora, Rejane Helena Ribeiro da Costa, que muito me ajudou com suas orientações e idéias para realização deste trabalho.

Um agradecimento especial a minha namorada, Jamile que muito acrescentou com suas releituras e opiniões.

Agradeço o apoio e suporte de todos do LABEFLU, principalmente ao Wanderli, Cláudia, Heloísa, Thaís, Cristian, Marina, Thaiana e Débora.

Agradeço aos engenheiros Felipe Trennenpohl e Rodrigo Maestri da CASAN, por me auxiliarem na obtenção de lodo ativado da ETE Insular, e por disponibilizarem as informações necessárias para realização do trabalho.

Agradeço a minha família por todo apoio, principalmente ao meu pai e minha mãe que por algumas vezes me acompanharam ao laboratório.

RESUMO

O lodo em excesso gerado nas estações de tratamento de esgotos (ETE's) tem alto potencial impactante e representa grande parte dos custos de operação. Atualmente, maior atenção esta sendo dada à minimização da produção de lodo e ao seu correto gerenciamento, tendo em vista que as normas para disposição final desse resíduo estão cada vez mais restritas. Neste contexto, o objetivo deste trabalho foi propor alternativas para a minimização do lodo gerado em uma estação de lodo ativado por aeração prolongada. Para isso, foram testadas 3 formas de minimização de lodo com o intuito de verificar a sua eficiência e sua adequação na ETE Insular da CASAN, localizada no município de Florianópolis, SC. Dentre as alternativas de minimização foram testadas: processo anaeróbio com sedimentação oxidativa; desintegração ultra-sônica; e cloração combinada ao processo de lodo ativado. Essas técnicas foram desenvolvidas simultaneamente, juntamente com o controle, em 4 reatores biológicos. Em relação ao reator de controle o processo de ultra-som apresentou redução de 74% da produção de lodo excedente, mas resultou em piora na sedimentação e na eficiência de remoção de SS, DQO_T, DBO₅ e Fósforo Total. O processo anaeróbio e a cloração apresentaram redução de 78% e 45% do excesso de lodo respectivamente, mantendo a mesma eficiência de remoção dos parâmetros avaliados.

Palavras-chave: Minimização de excesso de lodo, Lodo ativado, Tratamento de esgotos.

ABSTRACT

The excess sludge produced from wastewater treatment plants (WTP's) is potentially impacting and represents most of the operation costs. Currently, with the establishment of stringent regulations concerning waste disposal, more attention is being given to the minimization of sludge production and its proper management. In this context, this paper aims to propose alternatives to minimize the sludge produced in a extended aeration activated sludge plant. Towards this end, three alternatives to minimize sludge production were tested in order to verify its efficiency and its suitability in the ETE Insular CASAN, located in Florianópolis, SC. The minimization alternatives tested were: oxic-settling-anaerobic process; ultrasonic disintegration; chlorination combined with activated sludge process. These techniques were developed simultaneously in 4 biological reactors. In relation to the control reactor, the process of ultrasound reduced 74% of excess sludge production, but worsened the sludge's sedimentation and the removal efficiency of SS, COD_T, BOD₅ and Total Phosphorus. The anaerobic process and the chlorination reduced, respectively, 78% and 45% of excess sludge production and maintained the same removal efficiency of all parameters evaluated.

Keywords: Minimization of excess sludge. Activated sludge. Wastewater treatment.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1. Fluxograma do sistema de aeração prolongada.....	25
Figura 2. Estação de tratamento de esgoto Insular.	37
Figura 3. Foto da calha Parshall.	38
Figura 4. Foto do desarenador.	39
Figura 5. Foto do tanque de aeração.....	40
Figura 6. Foto do decantador secundário.....	40
Figura 7. Foto dos reatores.	42
Figura 8. Reservatório térreo.....	42
Figura 9. Reservatório elevado e intermediário.....	44
Figura 10. Esquema dos reatores.	45
Figura 11. Comportamento da DQO_T ao longo da operação do reator.	55
Figura 12. Comportamento do Fósforo Total.	57
Figura 13. Esquema da barreira para sólidos.....	59
Figura 14. Variação do volume de lodo nos reatores durante o tempo de operação.	60
Figura 15. Comportamento da massa de sólidos nos reatores.	61
Figura 16. Variação do IVLD na unidade experimental.	66
Figura 17. Microscopia do lodo na unidade experimental no 39º día de operação: (1) Controle aumento 40x; (2) Anaeróbio aumento 40x; (3) Cloro aumento 100x; (4) Ultra-som aumento 40x.	67

LISTA DE TABELAS

Tabela 1. Métodos e frequência das análises físico-químicas.	48
Tabela 2. Características do afluente da ETE Insular e da unidade experimental.....	51
Tabela 3. Características do efluente da ETE Insular e da unidade experimental.....	52
Tabela 4. Eficiência de remoção (%) de DBO ₅ , P Total e DQO antes e depois da minimização na unidade experimental.	53
Tabela 5. Vazão nos reatores.....	54
Tabela 6. Concentração de Nitrogênio no efluente e afluente da unidade experimental.	56
Tabela 7. Estratificação OD dentro dos reatores.	56
Tabela 8. Eficiência de desnitrificação.....	57
Tabela 9. Sólidos suspensos no afluente e efluente da unidade experimental.....	58
Tabela 10. Concentração de sólidos no lodo da unidade experimental.....	60
Tabela 11. Valores de massa de sólidos totais no início e no fim da operação do reator.	62
Tabela 12. Coeficiente de produção celular da unidade experimental antes e depois da minimização.	63
Tabela 13. DBO _r e SSV do tanque de aeração da unidade experimental.....	63
Tabela 14. Coeficiente de produção celular no 62º dia.....	64
Tabela 15. Coeficiente de produção celular, SSV e DBO _r da ETE Insular.	64
Tabela 16. IVL antes e após a minimização na unidade experimental.	65

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

A/M	Relação Alimento Microorganismos
CASAN	Companhia Catarinense de Água e Saneamento
CONAMA	Conselho Nacional do Meio Ambiente
DQO _T	Demanda Química de Oxigênio Total
DBO ₅	Demanda Bioquímica de Oxigênio
DBO _R	Demanda Bioquímica de Oxigênio Removida
EDN	Eficiência de Desnitrificação
ETE	Estação de Tratamento de Esgoto
IVL	Índice Volumétrico de Lodo
IVLD	Índice Volumétrico de Lodo Diluído
LABEFLU	Laboratório de Efluentes Líquidos e Gasosos
LIMA	Laboratório Integrado de Meio Ambiente
n	Número de Dados
N	Nitrogênio
NH ₄ ⁺ -N	Nitrogênio Amoniacal
NO ₂ ⁻ -N	Nitrito expresso como nitrogênio
NO ₃ ⁻ -N	Nitrato expresso como nitrogênio
NTK	Nitrogênio Total Kjeldahl
OD	Oxigênio Dissolvido
P total	Fósforo Total
pH	Potencial Hidrogeniônico
R _{AN}	Reator da etapa anaeróbia de minimização
R _C	Reator controle
R _{CL}	Reator da etapa de cloração
R _{US}	Reator da etapa de desintegração ultra-sônica
SS	Sólidos Suspensos
SST	Sólidos Suspensos Totais
SSV	Sólidos Suspensos Voláteis
ST	Sólidos Totais
STV	Sólidos Totais Voláteis
T	Temperatura
UFSC	Universidade Federal de Santa Catarina
V	Volume
Y	Coefficiente de Produção Celular

SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO	21
1.1 OBJETIVOS	22
1.1.1 Objetivo geral	22
1.1.2 Objetivos específicos	22
2 FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA	23
2.1 TRATAMENTO BIOLÓGICO DE ESGOTO	23
2.1.1 Sistema de lodos ativados por aeração prolongada	23
2.2 LODO	27
2.2.1 Medidas de minimização da produção de lodo excedente	28
2.2.1.1 Conceito de metabolismo endógeno	28
2.2.1.2 Conceito de desacoplamento de energia	29
2.2.1.3 Processo anaeróbio com sedimentação oxidativa	29
2.2.1.4 Inibição da fosforilação oxidativa por agentes desacopladores em processos de lodo ativado	30
2.2.1.5 Ozonização combinada ao processo de lodo ativado	31
2.2.1.6 Cloração combinada ao processo de lodo ativado	32
2.2.1.7 Controle do tempo de retenção e da biodegradação do lodo	33
2.2.1.8 Adição de material suporte no tanque de aeração	33
2.2.1.9 Ultra-som	34
3 METODOLOGIA	37
3.1 ESTAÇÃO DE TRATAMENTO DE ESGOTO INSULAR	37
3.2 SISTEMA EXPERIMENTAL PARA MINIMIZAÇÃO DA PRODUÇÃO DE LODO	41
3.2.1 Captação do esgoto bruto	42
3.2.2 Controle da vazão nos reatores	43
3.2.3 Inoculação do reator	43
3.2.4 Operação do reator	44
3.2.5 Retirada de lodo	45
3.2.6 Processo anaeróbio por sedimentação oxidativa	46
3.2.7 Oxidação por cloro	46
3.2.8 Desintegração ultra-sônica	46
3.3 INSTALAÇÕES LABORATORIAIS	47
3.4 ANÁLISES LABORATORIAIS	47
3.4.1 Monitoramento do reator	47
3.5 CÁLCULOS REALIZADOS	48
3.5.1 Eficiência (E)	48
3.5.2 Coeficiente de produção celular (Y)	49

3.5.3 Eficiência de desnitrificação (EDN)	49
3.5.4 Índice volumétrico de lodo (IVL).....	50
3.5.5 Vazão.....	50
4 RESULTADOS E DISCUSSÕES	51
4.1 CARACTERÍSTICAS DO ESGOTO	51
4.2 EFICIÊNCIA DOS REATORES	52
4.3 COMPORTAMENTO DA DQO	54
4.4 COMPORTAMENTO DO NITROGÊNIO	55
4.5 COMPORTAMENTO DO FÓSFORO TOTAL	57
4.6 COMPORTAMENTO DOS SÓLIDOS	58
4.6.1 Sólidos suspensos.....	58
4.6.2 Sólidos no lodo.....	59
4.6.3 Volume de lodo	60
4.6.4 Massa de sólidos no lodo.....	61
4.6.5 Coeficiente de produção celular	62
4.6.6 Sedimentação.....	65
4.6.7 Microscopia Ótica	67
5 CONCLUSÕES	69
6 RECOMENDAÇÕES.....	70
REFERÊNCIAS	71

1 INTRODUÇÃO

De forma a solucionar os problemas associados ao saneamento básico e atender às legislações vigentes, a busca de soluções adequadas para o tratamento de efluentes assume extrema importância. Os processos biológicos de tratamento de efluentes são largamente utilizados para a remoção de matéria orgânica e de nutrientes dos efluentes urbanos e industriais. Nesses processos, utilizam-se microrganismos para degradar a matéria orgânica e outros componentes das águas residuárias.

Atualmente, o processo de tratamento mais amplamente utilizado no mundo é o sistema de lodo ativado, principalmente pela alta eficiência alcançada associada à pequena área de implantação requerida, quando comparado a outros sistemas de tratamento.

Entretanto, esse tipo de tratamento tem como principal subproduto sólido o lodo, o qual é um resíduo com alto potencial impactante e que necessita uma correta disposição final, em termos de saúde pública e ambiental. Embora a gestão do lodo seja bastante complexa e represente de 20 a 60% dos custos operacionais de uma estação de tratamento, o planejamento e a execução do destino final do lodo tem sido freqüentemente negligenciados no Brasil.

Com o aumento das restrições impostas à disposição do lodo em excesso das estações de tratamento de esgoto, as atenções tem-se voltado à minimização desse subproduto, principalmente em sistemas de lodos ativados. Nesse trabalho foram apresentadas as principais alternativas disponíveis atualmente para a minimização do excesso de lodo em estações de lodo ativado e, dentre essas, foram pesquisadas: processo anaeróbio com sedimentação oxidativa; desintegração ultrasônica; e cloração combinada ao processo de lodo ativado.

1.1 OBJETIVOS

Este trabalho testou alternativas de minimização da produção de lodo para serem aplicadas na ETE Insular, Florianópolis–SC.

1.1.1 Objetivo geral

Este trabalho teve como objetivo geral o estudo de três alternativas para a minimização da produção de lodo excedente: processo anaeróbio com sedimentação oxidativa; desintegração ultrasônica; e cloração combinada ao processo de lodo ativado.

1.1.2 Objetivos específicos

- ✓ Avaliar o desempenho das alternativas de minimização em relação à produção de lodo e a eficiência do tratamento;
- ✓ Avaliar a viabilidade da implementação dos processos de minimização estudados na ETE Insular.

2 FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA

2.1 TRATAMENTO BIOLÓGICO DE ESGOTO

No meio ambiente, a matéria orgânica é convertida em minerais inertes por mecanismos naturais, caracterizando o fenômeno da autodepuração. Em uma estação de tratamento de esgotos os mesmos fenômenos básicos ocorrem, mas a diferença é que há a introdução de tecnologia, a qual tem como objetivo fazer com que o processo de depuração se desenvolva em condições controladas e em taxas mais elevadas (VON SPERLING, 2006).

Desta forma, o tratamento biológico utiliza microrganismos para a conversão da matéria orgânica ou outros componentes das águas residuárias a subprodutos e novas células, sendo extensivamente utilizados para a remoção de carbono e de nutrientes, como nitrogênio e fósforo, em despejos urbanos e industriais (WOLFF, 2005).

O processo biológico mais amplamente utilizado no mundo, atualmente, é o sistema de lodo ativado, principalmente pela alta eficiência alcançada associada à pequena área de implantação requerida, quando comparado a outros sistemas de tratamento (BENTO *et al.*, 2005).

2.1.1 Sistema de lodos ativados por aeração prolongada

No fim do século XIX, os processos físico-químicos eram os mais populares da época, e os processos biológicos de tratamento estavam restritos ao uso de filtros intermitentes, filtros biológicos, leitos percoladores e tanques sépticos. Contudo, nenhum desses processos oferecia um efluente de alta qualidade. Foi na busca de um sistema de tratamento mais eficiente que Lockett e Arden desenvolveram em 1914 o sistema de lodo ativado (JORDÃO & PESSÔA, 2005; VAN HAANDEL & MARAIS, 1999).

Entretanto, foi somente a partir de 1950 que houve um grande desenvolvimento em nível de tecnologia (aeradores, metodologias de projeto) e de pesquisas (estudos da cinética de crescimento microbiano, cálculos para dimensionamento) (GONÇALVES *et al.*, 2001). Atualmente o tratamento biológico por lodos ativados é o mais utilizado

para a depuração de esgotos sanitários e industriais caracterizados por contaminação de carga orgânica e produtos nitrogenados, representando um sistema de tratamento com baixo custo de investimento e alta taxa de eficiência (remoção de DBO/DQO) (MELCHIOR *et al.*, 2003).

As partes integrantes do sistema de lodos ativados são: tanque de aeração, decantador secundário e recirculação do lodo. O esgoto, proveniente do tratamento preliminar ou do tratamento primário, e o lodo ativado, proveniente da recirculação, são encaminhados para o tanque de aeração, onde são aerados, misturados e agitados. Neste tanque ocorrem as reações de remoção de substrato. No decantador secundário ocorre a sedimentação dos sólidos (biomassa), permitindo que o efluente final saia clarificado. A maior parte desse lodo sedimentado no fundo do decantador retorna ao tanque de aeração (lodo de recirculação), enquanto uma parcela menor é retirada para tratamento específico ou destino final (lodo excedente) (VON SPERLING, 2002).

Devido à recirculação dos sólidos, estes permanecem no sistema por um tempo superior ao do líquido, o que garante a elevada eficiência do processo, já que a biomassa tem tempo suficiente para metabolizar praticamente toda a matéria orgânica dos esgotos (VON SPERLING, 2002).

A biomassa é separada no decantador secundário em virtude da sua propriedade de formar flocos, os quais possuem maiores dimensões, o que facilita o processo de sedimentação. Segundo Bento *et al.* (2005), os flocos biológicos constituem um micro-sistema complexo formado por bactérias, fungos, protozoários e micrometazoários. As bactérias são as principais responsáveis pela depuração da matéria carbonácea e pela estruturação dos flocos.

Existem diversas variantes do processo de lodos ativados. Em relação à idade do lodo (tempo de retenção dos sólidos), o sistema pode ser classificado em lodos ativados convencional e lodos ativados por aeração prolongada.

No sistema de lodos ativados convencional, o lodo permanece no sistema de 4 a 10 dias. Com este período, a biomassa retirada no lodo excedente requer ainda uma etapa de estabilização no tratamento do lodo, por conter ainda um elevado teor de matéria orgânica na composição de suas células (VON SPERLING, 2002). Já no processo por aeração prolongada, a biomassa permanece no sistema por um período maior (de 18 a 30 dias), implicando numa maior quantidade de biomassa e na necessidade de um tanque de aeração de maiores dimensões, em comparação com os sistemas de lodos ativados convencional.

Segundo Von Sperling (2002), considerando que o sistema de aeração prolongada receba a mesma carga de DBO do esgoto bruto que o sistema convencional, haverá menor disponibilidade de alimento para as bactérias (relação alimento/microrganismos baixa). Com isso, as bactérias, para sobreviverem, passam a utilizar nos seus processos metabólicos a própria matéria orgânica componente de suas células, convertendo-a em gás carbônico e água. Desta forma, ocorre a estabilização da biomassa no próprio tanque de aeração, não necessitando assim uma etapa de estabilização complementar do lodo, como nos processos de lodos ativados convencional.

Outra diferença entre o sistema de aeração prolongada e o sistema convencional, é que no primeiro não há decantador primário, a fim de evitar a geração de alguma outra forma de lodo que necessite posterior estabilização. Desta forma, o fluxograma do sistema de aeração prolongada é mais simples, pois não há decantadores primários nem unidades de digestão de lodo, conforme a Figura 1 abaixo (VON SPERLING, 2002).

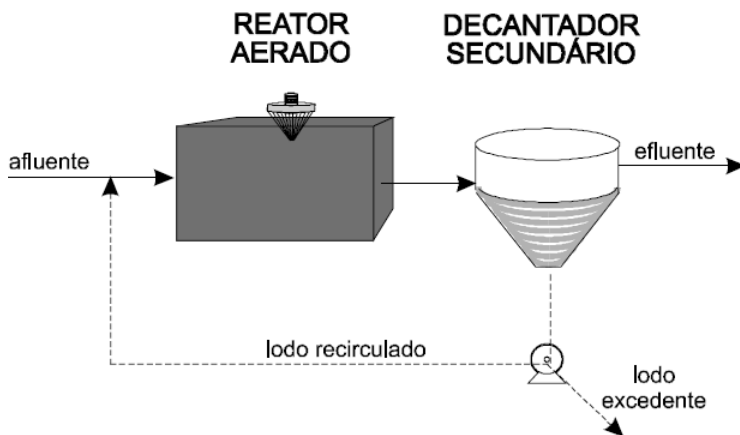


Figura 1. Fluxograma do sistema de aeração prolongada

Fonte: VON SPERLING, 2002.

Além disso, o sistema de aeração prolongada é a variante de lodos ativados mais eficiente na remoção de DBO, embora exija mais área de construção e tenha maior consumo de energia elétrica, quando comparado ao processo convencional. Segundo Além Sobrinho (1983), a eficiência do processo em termos de remoção de DBO é de 90 a 98% e a nitrificação é quase que total.

Devido à grande quantidade de sólidos biológicos no tanque de aeração, o sistema por aeração prolongada é razoavelmente resistente a cargas de choques e lançamentos ocasionais de elementos tóxicos no sistema. Por outro lado, quando o ambiente do reator sofre degeneração acentuada, devido a elevada idade de lodo a que opera, o período de tempo requerido para o retorno às condições normais de operação, depois de eliminada a causa do distúrbio, é em geral bastante grande (ALÉM SOBRINHO, 1983).

Uma boa sedimentação do decantador secundário constitui fator fundamental para se alcançar os objetivos de um tratamento eficaz. A má sedimentação pode ser causada por vários fatores, entre eles o intumescimento filamentosos e a desnitrificação que pode ocorrer no próprio decantador (JORDÃO & PESSÔA, 2005). Uma baixa relação entre alimento e microrganismos (A/M) nos tanques de aeração pode favorecer o surgimento e proliferação excessiva dos organismos filamentosos. O crescimento excessivo das bactérias filamentosas acarreta o intumescimento do lodo comumente chamado de *bulking* filamentosos, provocando a má sedimentação e compactação do lodo no decantador secundário (SOUSA *et al.*, 2002).

Segundo Jordão & Pessôa (2005), a ocorrência da desnitrificação (conversão dos nitratos a gás nitrogênio) pode interferir nas condições de sedimentação normais no decantador secundário, uma vez que a liberação de gás nitrogênio ocasiona o arraste de sólidos e formação de uma manta de sólidos na superfície do decantador, deteriorando assim a qualidade do efluente final.

Para a prevenção e controle dessa situação tem sido utilizada uma modificação do processo de lodos ativados, incluindo na parte montante do tanque de aeração uma zona de mistura do esgoto afluente e do lodo ativado recirculado, antes do corpo principal do reator, com condições particulares de aeração e agitação (JORDÃO & PESSÔA, 2005). Esses reatores especiais são denominados seletos biológicos, uma vez que neles ocorre a seleção dos microrganismos mais desejáveis no tanque de aeração.

No seletor, o lodo de retorno entra em contato com o esgoto proporcionando, desta forma, uma alta relação A/M e favorecendo o surgimento das bactérias formadoras de flocos. Quando o lodo atinge o tanque de aeração, a concentração de material orgânico deverá ser baixa, e apesar do crescimento dos microrganismos filamentosos ser beneficiado nestas circunstâncias, o crescimento dos microrganismos formadores de floco, ocorrido anteriormente no seletor, deverá prevalecer no sistema (SOUSA *et al.*, 2002).

2.2 LODO

Lodo é o termo utilizado para designar os sólidos gerados durante o processo de tratamento de esgoto (VAN HAANDEL & SOBRINHO, 2006).

O lodo é o principal resíduo produzido durante o tratamento de esgotos sanitários (FARIA & RODRIGUEZ, 2001), em razão dos maiores volumes e massa produzidos na ETE (CASSINI *et al.*, 2003).

Esses biossólidos estão usualmente na forma de líquido e semi-líquido, sendo que tipicamente são encontrados em concentrações de 0,25 a 12% de sólidos por peso. O termo biossólido reflete o fato de que o resíduo de estações de tratamento é um produto sólido orgânico, podendo ser utilizado para fins benéficos após processos como estabilização e compostagem (METCALF & EDDY, 2003).

O termo lodo só é utilizado antes de processos de beneficiamento, sendo assim, remete-se aos sólidos produzidos em processos descritos como de tratamento primário, secundário e também no processo de lodos ativados.

Os sólidos e biossólidos são os maiores volumes produzidos na ETE, sendo o seu processamento, reuso e disposição final o problema mais complexo enfrentado no campo da Engenharia de tratamento de águas residuárias (METCALF & EDDY, 2003).

O lodo biológico produzido em sistemas de aeração prolongada é aeróbio e estabilizado. Esse lodo é predominantemente formado por microorganismos aeróbios que crescem e se multiplicam devido à alta disponibilidade de alimento (matéria orgânica). Quando o esgoto tem baixa carga orgânica, a biomassa fica mais tempo retida no sistema, predominando as condições de respiração endógena. Quando a respiração endógena é predominante, não é necessária a digestão posterior uma vez que o lodo resultante apresenta menor teor de matéria orgânica e maior concentração de sólidos inorgânicos, sendo denominado lodo estabilizado (METCALF & EDDY, 2003).

Em princípio todos os processos de tratamento biológico geram lodo. Os processos que recebem o esgoto bruto em decantadores primários geram o lodo primário. Na etapa biológica do tratamento tem-se o lodo biológico ou secundário. Esse lodo é a biomassa que cresceu a partir do alimento fornecido pelo afluente, e se não for removida pode sair pelo efluente final em forma de sólidos em suspensão. Em sistemas que utilizam o processo físico-químico para maior eficiência no decantador primário tem-se o lodo químico (ANDREOLI *et al.*, 2003).

Em todos os casos é necessário o descarte de lodo, mas nem sempre é necessário que o descarte da biomassa seja contínuo. O lodo biológico descartado é denominado lodo excedente. O tipo de lodo varia com a carga orgânica, sendo que o lodo estabilizado apresenta alto teor de matéria inorgânica, enquanto que o lodo não estabilizado necessita de digestão posterior por possuir alto teor de matéria orgânica (ANDREOLI *et al.*, 2003).

2.2.1 Medidas de minimização da produção de lodo excedente

A produção de biomassa é um importante fator econômico dentro da gestão de um sistema de tratamento, visto que o lodo é um produto secundário e precisa ser disposto no meio ambiente de forma ambientalmente correta e com bom custo benefício. Hoje em dia, a geração de lodo em excesso é o maior problema dos sistemas de tratamento aeróbios, podendo custar de 25-65% do total da operação de uma ETE (HORAN, 1990 *apud* LIU & TAY, 2001).

Uma maneira de resolver o problema associado à geração de lodo em excesso é minimizar a sua produção, ao invés de investir em seu pós-tratamento. É necessário revisar as técnicas disponíveis atualmente e verificar qual delas podem ser aplicadas de acordo com a realidade de custo e benefício do Brasil.

2.2.1.1 Conceito de metabolismo endógeno

Uma maneira eficiente de verificar teoricamente a possibilidade de minimizar a produção de lodo em excesso é através do conceito de metabolismo endógeno. Quando há diminuição da produção e da disponibilidade de biomassa, a qual é geralmente observada quando a taxa específica de crescimento diminui, as exigências de energia podem ser satisfeitas através do metabolismo endógeno. Neste, parte dos componentes celulares é oxidada produzindo energia para a manutenção do metabolismo. Para atender os requisitos de energia das células e dos microorganismos, são consumidos estoques intracelulares de ATP na via anaeróbia, limitando assim a zona de biossíntese (LOW & CHASE, 1999).

2.2.1.2 Conceito de desacoplamento de energia

O crescimento celular está associado à quantidade de energia produzida por catabolismo, mas em algumas condições, de desacoplamento de energia, onde não há controle da respiração, a energia pode se desviar da produção de biomassa. Há evidências também de que em condições de desacoplamento de energia os microorganismos são capazes de consumir substrato em taxas mais elevadas (LOW & CHASE, 1999).

Segundo Liu & Tay (2001), a característica específica de desacoplamento de energia é a quebra e reforma de substratos por microorganismos, mas sem a correspondente alteração na massa celular. Na engenharia ambiental, o conceito de desacoplamento de energia pode ser estendido para o fenômeno em que a taxa de consumo de substrato é maior do que o necessário para o crescimento e manutenção.

2.2.1.3 Processo anaeróbio com sedimentação oxidativa

O processo anaeróbio com sedimentação oxidativa é uma modificação do sistema de lodo ativado, que consiste na inserção de um reator anaeróbio na linha de recirculação de lodo. Esse processo tem sido empregado com sucesso para impedir o crescimento de organismos filamentosos, e pode ser usado também para minimizar o excesso de biomassa (LIU & TAY, 2001).

A alternância de ciclos anaeróbio/aeróbio desacopla condições de anabolismo e catabolismo, causando uma queda na taxa de crescimento que favorece uma redução na produção de lodo (FOLADORI *et al.*, 2010).

Nos microorganismos aeróbios a ATP é formada pela oxidação do substrato orgânico. Quando estes microorganismos são submetidos a condições anaeróbias e sem a presença de substrato, ficam sem ter como produzir energia, precisando assim usar suas próprias reservas de ATP como fonte de energia. Desta forma, quando os microorganismos retornam as condições aeróbias com alta carga orgânica precisam repor seus estoques de ATP, sendo assim o consumo de substrato serve para o metabolismo catabólico (LIU & TAY, 2001).

Como resultado da dissociação do catabolismo de anabolismo, em condições de desacoplamento de energia o crescimento do lodo pode ser reduzido consideravelmente. Em teoria, a redução do crescimento significa que a produção de biomassa pode ser reduzida a uma porcentagem considerável (LIU & TAY, 2001).

O valor do índice volumétrico de lodo também diminui nesse processo, melhorando a sedimentação do lodo (LIU & TAY, 2001). O sistema de lodos ativados requer que o aglomerado de flocos formados tenha uma boa sedimentação, sendo essa uma característica fundamental para que o efluente final tenha uma boa qualidade e para que biomassa necessária para recirculação seja formada (LOW & CHASE, 1999).

O processo anaeróbio com sedimentação oxidativa também é utilizado em reatores em bateladas sequenciais (SBR), onde baixas taxas de produção de lodo excedente e boa sedimentação são observadas (LIU & TAY, 2001).

O processo anaeróbio com fluxo paralelo integrado a unidade de lodos ativados pode ser aplicada em escala real, tem pequeno investimento, melhora a decantabilidade do lodo e não produz odor. Porém, esse processo pode aumentar a concentração de fósforo e, embora já tenha sido verificado em escala real, ainda não foi investigado integralmente em relação ao aumento da concentração de fósforo no efluente final (FOLADORI *et al.*, 2010).

O tempo de retenção no reator anaeróbio deve ser suficientemente longo, cerca de 60% do tempo total de retenção do sistema de lodos ativados com processo anaeróbio em paralelo (FOLADORI *et al.*, 2010).

2.2.1.4 Inibição da fosforilação oxidativa por agentes desacopladores em processos de lodo ativado

Para a maioria das bactérias aeróbias, a ATP é gerada pela fosforilação oxidativa, processo no qual os elétrons são transportados a partir de uma fonte de elétrons em níveis elevados de energia (substrato) para um aceptor final de elétrons (oxigênio). O forte acoplamento da respiração e fosforilação pode ser perturbado por moléculas conhecidas como desacopladoras metabólicas. Na presença dessas moléculas a energia gerada a partir da oxidação do substrato orgânico seria perdida na forma de calor antes de ser transformada em ATP. Desta forma, em culturas contendo moléculas desacopladoras a taxa de crescimento celular é reduzida (LIU, 2003).

Muitas moléculas desacopladoras têm sido utilizadas para reduzir a produção de lodo excedente do processo de lodo ativados, como nitrofenol, clorofenol, 3,3',4',5-tetraclorosalicilanilide (TCS), 2,4,5-triclorofenol (TCP), cianeto de carbonila de p-trifluormetoxifenilidrazona), cresol, aminofenol entre outros (LOW & CHASE, 1999; LIU, 2003; LIU & TAY, 2001). Em sistemas no Arizona, USA, foi comprovado que a dissipação de energia via moléculas desacopladoras podem promover a redução da produção de excesso de lodo, (OKEY & STENSEL, 1993 *apud* LIU, 2003). No entanto, deve-se ressaltar que a maioria das moléculas desacopladoras pode representar risco ao meio ambiente, sendo que dentre as mais usadas, a TCS (usualmente encontrada em sabonetes e xampus) é a que menos representa risco (LIU, 2003).

Algumas dificuldades técnicas podem ser encontradas na utilização desse processo, dentre elas: o aumento do consumo de oxigênio; e a aclimação microbiana, que poderia anular os efeitos da adição do desacoplador em longo prazo. Em vista disso, essa técnica combinada com a adição de oxigênio puro pode representar um eficiente avanço para a minimização da produção de excesso de lodo (LIU & TAY, 2001).

2.2.1.5 Ozonização combinada ao processo de lodo ativado

O ozônio é um forte agente oxidante, ele é bastante utilizado em processos de desinfecção de água. O sistema de ozonização combinado ao processo de lodo ativado é semelhante ao processo anaeróbio com sedimentação oxidativa, com a diferença que a linha de recirculação de lodo é submetida à ozonização. Os mesmos aspectos relevantes que comprovam teoricamente a eficiência do processo anaeróbio com sedimentação oxidativa podem ser utilizados para descrever os acontecimentos decorridos no processo de ozonização, a maior diferença é que na ozonização ocorre a lise celular ao invés da falta de oxigênio (LIU, 2003).

Resultados demonstram que o excesso de produção de lodo pode cair a 50%, com doses de 10 mg/g SSV de ozônio no tanque de aeração. Ao submeter os microorganismos ao ozônio, eles morrem e são oxidados a substâncias orgânicas que logo após são degradadas nos processos de tratamento subseqüentes. A sedimentação do lodo também

apresenta melhora significativa com a ozonização, comparada com testes sem ozonização (LIU, 2003).

O custo de operação e de implementação desses sistemas são altos, devido a uma alta quantidade de energia requerida para produção de ozônio. No entanto, estimativas econômicas apontam que, para o custo do processo como um todo, considerando a desidratação e disposição final do lodo, o processo de ozonização torna-se mais vantajoso (LIU, 2003).

A ozonização pode se tornar uma tecnologia muito útil para redução da produção de biomassa em excesso e para melhora das condições de sedimentação do lodo, mas existem alguns riscos associados a essa técnica. O ozônio pode reagir com outras substâncias gerando subprodutos tóxicos, sendo preciso estudar melhor os efeitos desse oxidante, assim como a melhor dose a ser aplicada e a maneira como esta deve ser feita (LIU, 2003).

Naso *et al.* (2008) mostraram que a ozonização para minimização da produção de lodo em reatores em bateladas sequenciais também pode ser feita. Nesse estudo um reator com o volume total de 6L, funcionando em 6 ciclos diários com o enchimento de 2 L por ciclo foi submetido a ozonização do lodo recirculado. A ozonização acontecia a cada 3 dias, nesse processo 700 mL de lodo eram submetidos a ozonização por 30 minutos e então recirculados. Com a dose de 0,05 g O₃/g SS o processo obteve os melhores resultados, comprovando assim a diminuição da produção de sólidos sem influência na eficiência do reator na remoção de DBO₅ e Nitrogênio.

2.2.1.6 Cloração combinada ao processo de lodo ativado

Cloração é uma alternativa de baixo custo para minimização da produção de lodo se comparado ao ozônio. O procedimento é idêntico a ozonização, sendo adicionado cloro ao invés de ozônio, para a mesma finalidade.

Testes relatam que a cloração resultou em uma diminuição de 60% da produção de lodo, em doses de 0,066 g Cl₂/g SS no lodo recirculado (PÉREZ-ELVIRA *et al.*, 2006).

Essa alternativa tem uma grande vantagem que é o custo se comparada ao ozônio, mas estudos precisam ser realizados para: verificar a formação de trihalometanos; decréscimo na sedimentação; e aumento da demanda de oxigênio (PÉREZ-ELVIRA *et al.*, 2006).

2.2.1.7 Controle do tempo de retenção e da biodegradação do lodo

O tempo de retenção do lodo (Θ_c) é definido como o tempo médio em que a unidade de biomassa permanece no sistema de tratamento. Pesquisas demonstram que o Θ_c é o parâmetro operacional mais utilizado no sistema de lodo ativado, e é inversamente proporcional a taxa de crescimento específica (Y_{obs}) (LIU & TAY, 2001).

Quanto mais tempo a biomassa fica retida no lodo, menos substrato está disponível e o metabolismo endógeno começa a ter um papel importante, tanto na diminuição de biomassa, quanto na taxa de crescimento específica. O tempo de retenção de lodo é diretamente proporcional a taxa de respiração endógena (K_d), como pode-se verificar na equação 1:

$$\frac{1}{Y_{obs}} = \frac{1}{Y_{max}} + \frac{\theta_c \cdot K_d}{Y_{max}}$$

Equação 1

Onde, Y_{max} é taxa real de rendimento do crescimento da biomassa. É possível controlar o crescimento celular a partir do Θ_c . Estudos mostram que a produção de lodo em excesso pode ser reduzida a 60% quando o tempo de retenção de lodo foi aumentado de 2 a 18 dias, sem que nenhum efeito na remoção de DQO fosse observado (LIU & TAY, 2001).

2.2.1.8 Adição de material suporte no tanque de aeração

Muitas pesquisas foram desenvolvidas combinando os processos de culturas livres com os de culturas fixas (SOUTO, 2007). Esse tipo de sistema é conhecido como híbrido, e pode ser constituído por unidades separadas (sistema combinado ou multiestágio), ou pela combinação dos dois tipos de biomassa (livre + fixa) em um único reator. Segundo Muller (1998), neste último caso, é adicionado material suporte inerte para o crescimento da biomassa dentro do tanque de aeração do sistema de lodo ativado, visando agregar as vantagens desse sistema e do biofilme.

Os sistemas híbridos surgiram como uma alternativa ao sistema convencional de lodos ativados, aumentando o desempenho das estações de tratamento de esgotos. Em um mesmo reator é possível obter ótimas eficiências de nitrificação, desnitrificação e remoção de fósforo (OCHOA *et al.*, 2002).

O processo híbrido é também utilizado para a reabilitação de sistemas de lodos ativados já existentes, onde a adição de material suporte no tanque de aeração pode torná-lo capaz de absorver o aumento nas cargas orgânicas aplicadas e/ou para melhorar o seu desempenho na redução de nutrientes e minimizar a produção de lodo (WOLFF *et al.*, 2003b).

As principais vantagens dos sistemas híbridos são: instalações mais compactas; redução dos custos de operação ligados à aeração do sistema; melhor decantabilidade do lodo; possibilidade de reabilitação de instalações biológicas existentes para a remoção de nitrogênio; proteção quanto à perda total de biomassa; e possibilidade de utilização de suportes plásticos reciclados com baixa densidade, obtendo-se redução de custos de energia (na aeração) (MULLER, 1998, WOLFF, 2005).

2.2.1.9 Ultra-som

O tratamento por desintegração ultra-sônica consiste de um gerador de ultra-som operado a frequências entre 20-40 KHz e de um dispositivo, o qual é usualmente um sonotrodo, que transmite impulsos mecânicos ao lodo. Na aplicação de ultra-sons, ondas de pressão levam à formação de bolhas de cavitação na fase líquida, as quais crescem e depois implodem, liberando uma elevada energia localizada (aquecimento local e alta pressão), causando a desintegração do lodo e, em elevada energia, a ruptura das células microbianas. O mecanismo básico da desintegração ultra-sônica é a lise celular/crescimento críptico. É vantajoso aplicar ultra-sons em baixas frequências e em altos níveis de energia (FOLADORI *et al.*, 2010).

No fluxograma da unidade de desintegração ultra-sônica integrada às unidades de tratamento de esgotos, uma parte do lodo recirculado é tratada continuamente ou em batelada em um reator de contato equipado com sonotrodos. A subsequente biodegradação por lise é completada no lodo ativado. Dentre os sistemas de desintegração mecânica, o processo de sonificação é o que demanda mais energia.

Uma unidade de pré-espessamento antes da desintegração ultra-sônica é recomendada, a fim de operar em uma maior concentração de sólidos, permitindo que o consumo de energia seja reduzido. Apesar de já existir diversas aplicações em escala real de desintegração por ultra-som integrado a unidades de tratamento de lodo, a utilização em sistemas de lodos ativados ainda é rara, devido a razões econômicas (FOLADORI *et al.*, 2010).

O método do ultra-som também é utilizado para o pós tratamento de lodo, e consiste em um dispositivo que fornece uma alta frequência de 40 kHz. Nesse equipamento a corrente elétrica é transformada em impulsos mecânicos, transmitidos através de um sonotrodo, que é um pedaço de metal ou uma ferramenta que está exposta à vibração ultra-sônica. Esse método faz com que as partículas sólidas do lodo liberem seus componentes celulares, criando uma nova superfície onde a degradação biológica acontece (PÉREZ-ELVIRA *et al.*, 2006).

A aplicação de ultrasom em uma estação de lodos ativados com aeração intermitente em escala real foi reportada por Neis *et al.* (2008). Nesse estudo 30% do lodo recirculado foi submetido a desintegração ultra-sônica com uma frequência de 31 kHz por 90 segundos. Utilizaram esgoto real, com fonte de carbono externa no tanque de lodo, para melhorar a desnitrificação.

3 METODOLOGIA

3.1 ESTAÇÃO DE TRATAMENTO DE ESGOTO INSULAR

O sistema de esgotamento sanitário insular (Figura 2) foi inaugurado em 1995 e está localizado no aterro da Baía Sul, próximo a Ponte Pedro Ivo Campos, em Florianópolis, SC. O sistema foi projetado para atender numa primeira etapa 150 mil habitantes (vazão média de 278 L/s) e numa segunda etapa 225 mil habitantes (vazão média de 417 L/s). Atualmente, a ETE atende cerca de 100 mil habitantes da região central de Florianópolis e dos bairros Agronômica, Trindade, Santa Mônica, Pantanal, Jardim Anchieta, Prainha e Saco dos Limões.

O sistema de tratamento é do tipo lodos ativados por aeração prolongada, sendo composto de unidades de pré-tratamento e tratamento secundário de esgotos.



Figura 2. Estação de tratamento de esgoto Insular.

Fonte: www.casan.com.br.

O esgoto bruto proveniente das estações elevatórias passa, primeiramente, pelo pré-tratamento, o qual se destina principalmente à remoção de sólidos grosseiros e areia, sendo composto por gradeamento, medidor de vazão (calha Parshall) e caixa de areia.

O gradeamento é composto por duas grades mecanizadas do tipo cremalheira. Estas grades são responsáveis pela remoção de sólidos mais finos do esgoto bruto, uma vez que os sólidos mais grosseiros são removidos nas grades das estações elevatórias.

Após o gradeamento, o esgoto passa pela calha Parshall (Figura 3), que é uma unidade de medição da vazão do esgoto de entrada da ETE. A fim de tentar minimizar os problemas de odor da estação, essa calha também recebe o lodo de recirculação do tratamento.

A última etapa do pré-tratamento é composta por uma caixa de areia (desarenador) aerada, a qual remove as partículas de areia do esgoto. A separação sólido/líquido no desarenador (Figura 4) é feita por gravidade, e a remoção de areia por processo mecânico, utilizando caçamba transportadora.

Os sólidos do desarenador e do gradeamento são armazenados por aproximadamente um mês e depois são dispostos em aterro sanitário.



Figura 3. Foto da calha Parshall.



Figura 4. Foto do desarenador.

O tratamento secundário é composto por dois seletores biológicos, duas câmaras de desnitrificação, dois tanques de aeração e três decantadores secundários.

O seletor biológico é a primeira unidade do processo. Este seletor é do tipo anóxico e possui um misturador submersível, o qual homogeneiza suavemente o esgoto bruto e o lodo ativado proveniente da recirculação. A principal função desse seletor é selecionar os microrganismos formadores de floco, a fim de evitar o desenvolvimento de microrganismos indesejáveis ao tratamento que possam piorar a sedimentabilidade do lodo. Essa seleção é baseada no tempo de detenção hidráulica.

Já na câmara de desnitrificação ocorre a conversão do nitrato a formas reduzidas de nitrogênio, sob a ação de microrganismos específicos, em condições anóxicas.

Após esse processo, o efluente vai para o tanque de aeração (Figura 5) onde ocorrem as reações biológicas de remoção de substrato. Cada tanque é equipado com oito aeradores mecânicos, de eixo vertical, apoiados em plataformas de concreto. As bactérias aeróbias utilizam esse oxigênio fornecido pelos aeradores durante a nitrificação e a degradação da matéria orgânica.

Por último, o efluente é encaminhado para o decantador secundário (Figura 6), de formato circular, onde ocorre a sedimentação do lodo formado nos tanques de aeração, sendo que esse lodo segue para um poço central. Uma parte do lodo é então recirculada e encaminhada ao pré-tratamento, e a outra parte, chamada de lodo excedente, segue para tratamento e destino final do lodo.



Figura 5. Foto do tanque de aeração.



Figura 6. Foto do decantador secundário.

O efluente dos decantadores é encaminhado a um tanque de água de serviço (TAS) para sua reutilização na estação (quebra de escumas, limpeza da prensa, irrigação do jardim). O lançamento do efluente final ocorre na Baía Sul, através de um emissário submarino distante aproximadamente 100 m da orla. Segundo dados da CASAN, a eficiência de remoção de DBO_5 é em torno de 98%.

O lodo excedente também passa por tratamento na própria ETE. O tratamento do lodo é composto pelas seguintes unidades: dois adensadores de lodo e uma prensa desaguadora.

Os adensadores têm a função de provocar a concentração dos sólidos no lodo, visando reduzir sua umidade e, conseqüentemente, o seu volume, o que facilita as etapas subseqüentes de tratamento do lodo. Os adensadores da ETE são por gravidade, sendo que o lodo adensado é removido por raspadores mecânicos.

O lodo adensado segue então para a etapa de desidratação do lodo, o qual é realizado por processo mecânico através de uma prensa desaguadora. Essa prensa tem como finalidade a remoção da umidade do lodo, produzindo uma torta de lodo com teor de sólidos na faixa de 20%, a qual é encaminhada até o local de estocagem para posterior disposição no aterro sanitário de Biguaçu. Da prensa desaguadora, o líquido filtrado é recalcado e enviado para o início do processo do tratamento biológico.

3.2 SISTEMA EXPERIMENTAL PARA MINIMIZAÇÃO DA PRODUÇÃO DE LODO

Quatro reatores em escala laboratorial, com cerca de 10 litros cada (Figura 7), foram utilizados a fim de reproduzir o processo de lodo ativado da ETE Insular. Esses reatores foram operados em fluxo contínuo e neles foram testadas algumas alternativas de minimização da produção de excesso de lodo, sendo elas: processo anaeróbio com sedimentação oxidativa, ultra-som e cloração combinada ao processo de lodo ativado. Um compartimento foi deixado como o controle, para a comparação dos resultados.

O experimento foi instalado no Laboratório de Efluentes Líquidos e Gasosos (LABEFLU) do Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, situado próximo ao restaurante universitário da Universidade Federal de Santa Catarina (UFSC).



Figura 7. Foto dos reatores.



Figura 8. Reservatório térreo

3.2.1 Captação do esgoto bruto

O esgoto doméstico bruto utilizado era proveniente do bairro Pantanal da cidade de Florianópolis, SC. Ele era captado da rede coletora de esgotos da Companhia Catarinense de Águas e Saneamento (CASAN) por um conjunto moto-bomba, localizado em um poço de visita, de onde era bombeado para um tanque de armazenamento com volume de 5 m³.

Do tanque de armazenamento, o esgoto seguia, por gravidade, para um tanque de equalização com misturador mecânico (motor elétrico do tipo vertical 1750 rpm – 60 Hz) (Figura 8), com capacidade de 1000 litros. Nesse tanque era adicionada uma solução de acetato de sódio na proporção de 600 g para cada 300 L de esgoto bruto, de forma

que o esgoto apresentasse maior produção celular. O efluente tratado era retirado do reator através de vertedores, nos quais foram instaladas mangueiras que encaminhavam o efluente para a rede coletora da CASAN, em um ponto à jusante da captação.

3.2.2 Controle da vazão nos reatores

Na ETE Insular o processo de tratamento é do tipo lodos ativados com aeração prolongada, operando com vazão de 360 L/s, tempo de detenção hidráulica de 10 h e idade do lodo de 20 dias.

Cada compartimento do reator experimental possuía cerca de 10L, totalizando 40 L. Sendo assim, sabendo-se o volume do reator e o tempo de detenção hidráulica é possível calcular a vazão necessária através da Equação 2.

$$\frac{V}{Q} = TDH$$

Equação 2

Onde: Q: Vazão (L/h),

V: Volume (L),

TDH: Tempo de detenção hidráulica (h).

Desta forma, para cada compartimento tem-se uma vazão de 1 L/h.

Para verificar a vazão no reator diariamente foram realizados testes em que, por um período de 2,5 minutos seria necessário encher cada compartimento com um volume de 42 mL, se essa vazão não fosse encontrada era preciso reajustar os registros. Nos testes foram utilizados uma proveta de 100 mL e um cronômetro.

3.2.3 Inoculação do reator

Cada reator foi inoculado com 3 L de lodo ativado proveniente da ETE Insular. Em seguida, os reatores foram completados com 7 L de esgoto bruto, totalizando os 10 L de volume útil em cada reator. Após o

qual foi feita a adição de esgoto em fluxo contínuo, dando início a operação do reator (1º dia).

3.2.4 Operação do reator

A adição de esgoto nos reatores era feita por meio de um reservatório elevado (Figura 9), o esgoto era bombeado do tanque de equalização de 1000 L, que ficava no térreo do laboratório, até o reservatório elevado.



Figura 9. Reservatório elevado e intermediário.

Desse reservatório elevado, o esgoto passava por gravidade para um reservatório intermediário ($V = 50$ L), que tinha por objetivo manter a carga hidráulica constante, para abastecimento dos reatores piloto.

Cada reator funcionava como decantador e tanque de aeração ao mesmo tempo, sendo que, após a decantação, a saída do efluente era feita através de um vertedor localizado na parte superior dos reatores (Figura 10). A aeração era realizada através de difusores de ar instalados na parte de trás dos reatores, não interferindo assim na sedimentação.

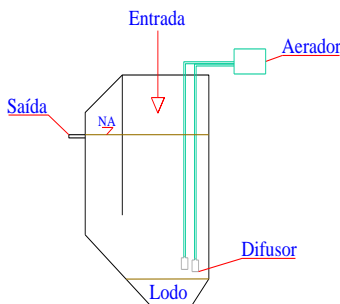


Figura 10. Esquema dos reatores.

Durante duas semanas os reatores foram operados para verificar os parâmetros e a eficiência antes dos testes de minimização. Após essas duas semanas, começaram a ser testadas as alternativas para a diminuição da produção de lodo, sendo que cada etapa aconteceu simultaneamente nos diferentes reatores:

Reator 1: Controle (R_C).

Reator 2: Processo anaeróbio com sedimentação oxidativa (R_{AN}).

Reator 3: Oxidação por cloro combinada ao processo de lodo ativado (R_{CL}).

Reator 4: Desintegração ultra-sônica (R_{US})

Os ensaios de volume de lodo excedente produzido começaram no 18º dia de operação até o 62º dia.

3.2.5 Retirada de lodo

A retirada foi feita ocasionalmente, tentando sempre preservar uma quantidade mínima de lodo dentro de cada reator, permitindo assim uma análise periódica do volume de lodo produzido em cada reator. O volume de lodo medido foi sempre acumulado.

3.2.6 Processo anaeróbio por sedimentação oxidativa

No reator 2 (R_{AN}) o tempo de retenção foi suficientemente longo, cerca de 60% do tempo total de retenção do sistema de lodos ativados com processo anaeróbio em paralelo, como recomendado por FOLADORI *et al.*, 2010.

Sendo assim, considerando que o tempo de detenção hidráulica do reator era de 10 horas, determinou-se o tempo de detenção do lodo no processo anaeróbio por sedimentação oxidativa de 15 horas, correspondendo a 60% do tempo total do sistema, que era 25 horas.

Esse processo ocorreu no R_{AN} . O lodo retirado ($V = 500$ mL) era colocado em um recipiente isolado que impedia a entrada de ar por 15 horas, e então era novamente introduzido no R_{AN} .

3.2.7 Oxidação por cloro

No reator 3 (R_{CL}), um volume de 500 mL de lodo era retirado e submetido a adição de cloro duas vezes por semana, em uma dosagem de $0,066$ g Cl_2 /g SS, com tempo de contato de 1 minuto, de acordo com a literatura (PÉREZ-ELVIRA *et al.*, 2006).

Considerando $6,5$ g/L de SS no lodo, foi necessário adicionar $0,44$ g de cloro por litro de lodo. Para 500 mL de lodo, foram adicionados $0,22$ g de cloro em solução líquida com concentração de 2%, totalizando 11 mL de solução.

3.2.8 Desintegração ultra-sônica

No reator 4 (R_{US}), um volume de 500 mL de lodo sedimentado era retirado e submetido a um equipamento desruptor de célula ultra-sônico da marca Unique com alta frequência de voltagem (35 kHz) por 90 segundos, conforme recomendado por Neis *et al.*, (2008). Este procedimento foi realizado duas vezes por semana.

3.3 INSTALAÇÕES LABORATORIAIS

As análises físico-químicas e biológicas foram efetuadas no Laboratório Integrado do Meio Ambiente (LIMA) do Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental da UFSC a partir do 6º dia de operação dos reatores.

3.4 ANÁLISES LABORATORIAIS

As amostras do esgoto bruto foram coletadas com béquer de 1L no tanque elevado (Figura 9), por onde o esgoto seguia para o reator por gravidade. As amostras de esgoto tratado foram coletadas no vertedor na parte superior dos reatores, por onde saía o efluente tratado. O lodo ativado foi coletado diretamente do interior dos reatores, na parte inferior, 30 minutos após o desligamento da aeração.

Foram determinadas as seguintes variáveis: demanda química de oxigênio total (DQO_{total}), demanda bioquímica de oxigênio (DBO_5), fósforo total (Pt), índice volumétrico de lodo (IVL), amônia (NH_4^+-N), nitrito (NO_2^-N), nitrato (NO_3^-N), nitrogênio total Kjeldahl (NTK), oxigênio dissolvido (OD), pH, temperatura (T), série de sólidos e volume total de lodo.

3.4.1 Monitoramento do reator

As análises foram feitas segundo as metodologias recomendadas pelo Standard Methods (APHA, 2005). Os métodos e frequência das análises estão listados na Tabela 1.

Tabela 1. Métodos e frequência das análises físico-químicas.

Análises	Métodos	Frequência
Oxigênio Dissolvido, temperatura, pH.	Oxímetro (AT140) pHmetro (AT310) ALFAKIT	diariamente
Fósforo Total	Método colorimétrico do ácido vanado-molybdo-fosfórico	uma vez por semana
Nitrogênio Total Kjeldahl (NTK)	Digestão e destilação VELP	uma vez por semana
Demanda Química de Oxigênio (DQO _{total})	Método colorimétrico em refluxo fechado	uma vez por semana
Sólidos Suspensos Totais (SST), Sólidos Suspensos Voláteis (SSV) e Sólidos Suspensos Fixos (SSF)	Método gravimétrico	uma vez por semana
Índice Volumétrico do Lodo (IVL)	Índice de Mohlman	uma vez por semana
Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO ₅)	“BOD Trak” de marca HACH	uma vez por semana
Nitrogênio Amoniacal (NH ₄ ⁺ -N)	Método colorimétrico de Nessler	duas vezes por semana
Nitrito (NO ₂ ⁻ -N), Nitrato (NO ₃ ⁻ -N)	Colorimétrico	uma vez por semana

3.5 CÁLCULOS REALIZADOS

3.5.1 Eficiência (E)

As eficiências de remoção, para os parâmetros DQO, amônia, Fósforo total, DBO₅ e NTK, foram calculadas pela Equação 3.

$$E = \left(\frac{S_A - S_E}{S_A} \right) \times 100$$

Equação 3

Onde:

E: eficiência de remoção (%);

S_A : concentração do afluente ($\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$);

S_E : concentração do efluente ($\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$).

3.5.2 Coeficiente de produção celular (Y)

O coeficiente de produção celular é a massa de sólidos em suspensão voláteis produzidos por unidade de massa de DBO removida e pode ser calculado pela Equação 4 (VON SPERLING, 2002).

$$Y = \frac{SSV}{DBO_R}$$

Equação 4

Onde:

Y: coeficiente de produção celular (g/g);

SSV: sólidos em suspensão voláteis (g);

DBO_R : DBO_5 removida (g).

3.5.3 Eficiência de desnitrificação (EDN)

A eficiência do processo de desnitrificação foi calculada pela Equação .

$$E_{DN} = \left(\frac{((NH_4 - N)_A - (NH_4 - N)_E) - (NO_X - N)_E}{((NH_4 - N)_A - (NH_4 - N)_E)} \right) \times 100$$

Equação 5

Onde:

E_{DN} : eficiência de desnitrificação (%);

$(NH_4-N)_A$: concentração de amônia no afluente ($\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$);

$(NH_4-N)_E$: concentração remanescente de amônia no efluente ($\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$);

$(NO_X-N)_E$: concentração de nitrito e nitrato no efluente ($\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$).

3.5.4 Índice volumétrico de lodo (IVL)

Índice volumétrico de lodo: (IVL) foi determinado utilizando-se a Equação 6.

$$IVL = \frac{S_{sed}}{SS}$$

Equação 6

Onde S_{sed} é o teor de resíduos sedimentados em mL/L, após 30 minutos de sedimentação em cilindro graduado de 1000 mL, e SS é a concentração em g/L dos sólidos em suspensão totais no tanque de aeração.

Nos casos em que o volume de lodo sedimentado ultrapassar 250 mL/L deve-se diluir o IVL (IVLD), para evitar resultados errados e permitir comparações significativas. O lodo deve ser diluído com efluente tratado, até que o volume sedimentado seja menor que 250 mL/L, então deve-se proceder o IVL (METCALF & EDDY, 2003).

A sedimentação foi classificada para o IVLD como: média, faixa entre 95-165 mL/g; ruim, com faixa entre 165-215 mL/g; e como péssima, com valores maiores que 215 mL/g (VON SPERLING, 2002). Já para o IVL, a sedimentação foi classificada como: média, faixa entre 100-200 mL/g; Ruim, faixa entre 200-300 mL/g; e como péssima, com valores maiores que 300 mL/g (VON SPERLING, 2002).

3.5.5 Vazão

A vazão foi determinada utilizando-se a Equação 7.

$$Vazão = \frac{V}{t}$$

Equação 7

Onde:

V: volume de esgoto (L);

t: tempo (h).

4 RESULTADOS E DISCUSSÕES

4.1 CARACTERÍSTICAS DO ESGOTO

Na Tabela 2 estão apresentadas as variáveis de caracterização do afluente dos reatores experimentais e da ETE insular. Os parâmetros da ETE Insular foram fornecidos pela CASAN.

Tabela 2. Características do afluente da ETE Insular e da unidade experimental.

Variáveis	Insular	Reatores
T (°C)	24,2 ± 3,1 (16)	22,1 ± 3,0 (n=31)
pH	7,4 ± 0,7 (16)	8,2 ± 0,2 (n=45)
DBO ₅ (mg/L)	335 ± 97 (16)	619 ± 202 (n=9)
P Total (mgP/L)	21,0 ± 13,7 (16)	17,8 ± 12,2 (n=8)
DQO (mg/L)	473 ± 86 (16)	649 ± 234 (n=8)
OD (mg/L)	1,2 ± 1,0 (16)	0,6 ± 0,3 (n=45)
NH ₄ ⁺ -N (mg/L)	45,4 ± 11 (16)	19,1 ± 4,2 (n=5)

Obs: Média ± desvio padrão (número de dados)

As cargas volumétricas aplicadas nos reatores foram: R_C - 13 g DBO/m³.dia e 0,41 g NH₄⁺-N/m³.dia; R_{AN} e R_{CL} - 13 g DBO/m³.dia e 0,40 g NH₄⁺-N/m³.dia; R_{US} - 14 g DBO/m³.dia e 0,44 g NH₄⁺-N/m³.dia.

Nota-se que as características do afluente dos reatores se assemelham ao afluente da ETE Insular. O fato de que a DBO e a DQO do afluente dos reatores terem sido um pouco acima do afluente da Insular deve-se a adição de acetato de sódio ao esgoto bruto, o qual foi adicionado para que o reator apresentasse maior coeficiente de produção celular.

Na Tabela 3 estão apresentadas as variáveis de caracterização do efluente dos reatores e da ETE Insular.

Tabela 3. Características do efluente da ETE Insular e da unidade experimental.

Variáveis	Insular	R _C	R _{AN}	R _{CL}	R _{US}
T (°C)	24,1±3,5 (n=16)	21,8±3,4 (n=31)	21,7±3,4 (n=31)	21,6±3,3 (n=31)	21,6±3,3 (n=31)
pH	7,4±0,4 (n=16)	8,1±0,7 (n=45)	8,2±0,5 (n=45)	8,4±0,4 (n=45)	8,3±0,4 (n=45)
DBO ₅ (mg/L)	36±23 (n=16)	63 ± 44 (n=9)	53 ± 27 (n=9)	41 ± 30 (n=9)	173±139 (n=9)
P Total (mgP/L)	8,2±6,5 (n=16)	9,4±3,1 (n=8)	6,8±2,5 (n=8)	9,9±4,4 (n=8)	12,9±6,0 (n=8)
DQO (mg/L)	40±31 (n=16)	133±63 (n=8)	114±59 (n=8)	103±52 (n=8)	232±123 (n=8)
OD (mg/L)	3,8±1,4 (n=16)	2,7±1,2 (n=45)	2,3±1,1 (n=45)	2,9±1,2 (n=45)	2,0±1,2 (n=45)
NH ₄ ⁺ -N (mg/L)	14,1±9,7 (n=16)	2,4±0,9 (n=5)	3,5±2,0 (n=5)	2,2±1,3 (n=5)	4,6±2,4 (n=5)

Obs: Média ± desvio padrão (número de dados)

Nota-se que os valores de pH, temperatura, fósforo total e DBO do efluente dos reatores experimentais foram próximos aos valores do efluente da ETE insular. Verifica-se que a DQO dos efluentes estava mais alta que a DQO da ETE Insular, uma vez que a concentração afluente era mais elevada. O efluente final também apresentou valores de OD abaixo do efluente da ETE Insular. Os valores de NH₄⁺-N dos reatores ficaram bem abaixo dos valores de amônia da ETE Insular, indicando que o reator consumiu bem esse composto.

O R_{US}, onde foi feita a etapa de desintegração ultra-sônica, apresentou altos valores de DBO₅ e DQO no efluente final, o que indica que este não tratou adequadamente o esgoto. Essa baixa remoção pode estar associada à etapa de minimização, que será analisada no item 4.2.

4.2 EFICIÊNCIA DOS REATORES

A eficiência de cada reator antes e depois das etapas de minimização foi analisada, tendo em vista que uma possível diminuição na eficiência de remoção de qualquer variável pode ser determinante

para a não adoção de tal medida. Na Tabela 4 estão apresentados as eficiências de remoção de fósforo total, DBO₅ e DQO.

Tabela 4. Eficiência de remoção (%) de DBO₅, P Total e DQO antes e depois da minimização na unidade experimental.

Reatores	DBO ₅	P Total	DQO
ANTES DA MINIMIZAÇÃO			
R _C	88±27 (n=2)	43±33 (n=2)	84±6 (n=2)
R _{AN}	93±22 (n=2)	68±34 (n=2)	94±2 (n=2)
R _{CL}	95±4 (n=2)	44±31 (n=2)	88±5 (n=2)
R _{US}	55±45 (n=2)	49±31 (n=2)	70±30 (n=2)
APÓS A MINIMIZAÇÃO			
R _C	92±6 (n=7)	28±28 (n=7)	79±8 (n=7)
R _{AN}	91±6 (n=7)	30±29 (n=7)	74±12 (n=7)
R _{CL}	92±2 (n=7)	23±18 (n=7)	83±7 (n=7)
R _{US}	73±12 (n=7)	-26±56 (n=7)	65±5 (n=7)

Obs: Média ± desvio padrão (número de dados)

É possível constatar diante dos resultados que a remoção de fósforo teve uma piora significativa em todos os reatores. Mesmo sem uma etapa anaeróbia definida, antes da minimização os reatores apresentaram uma eficiência na remoção de fósforo superior a 40%.

De acordo com Von SPERLING (2002), devido ao fato da remoção biológica de fósforo basear-se na incorporação, o excesso de fósforo na biomassa bacteriana pode elevar os teores de fósforo no efluente, caso ocorra perda de sólidos em suspensão no efluente.

A remoção de fósforo acontece principalmente por incorporação da biomassa nos reatores, sendo que o decréscimo na remoção de fósforo deve-se a piora na sedimentação (item 4.6.6) e a perda de sólidos em suspensão no efluente. Para obterem-se menores valores de fósforo total no efluente final seriam necessárias etapas de polimento do efluente.

A remoção de DBO_5 e DQO não apresentou grande variação após as etapas de minimização, o que indica que os processos de minimização da produção de excesso de lodo não interferiram na remoção de tais variáveis. Mas, o tratamento efetuado no R_{US} não atendeu a legislação ambiental de Santa Catarina (Lei 14.675/09), uma vez que a eficiência de remoção de DBO_5 foi menor do que 80%.

A vazão nos reatores foi verificada duas vezes por dia, sendo ajustada diariamente a fim de se obter a vazão de 1L/h. A média e desvio padrão da vazões nos reatores estão apresentadas na Tabela 5.

Tabela 5. Vazão nos reatores

Reator	Vazão (L/h) (n=115)
R_{C}	$0,90 \pm 0,66$
R_{AN}	$0,88 \pm 0,60$
R_{CL}	$0,88 \pm 0,68$
R_{US}	$0,96 \pm 0,65$

A vazão nos reatores ficou bem próxima do valor ideal de 1L/h, sendo assim foi significativa para a realização do trabalho. Destaque para o reator onde foi feita a etapa de desintegração ultra-sônica, no qual a vazão foi um pouco superior a dos outros reatores. Isso ocorreu porque em algumas vezes esse reator apresentou aumento na vazão, enquanto os outros apresentavam diminuição na vazão diária.

Sendo assim verifica-se que o reator 4 (R_{US}) foi o único a apresentar maior vazão/carga que o controle (R_{C}), resultado que pode ter influenciado a piora na remoção de fósforo, DQO e SS nesse reator. Além disso, essa vazão pode ter interferido na remoção de DBO_5 , uma vez que esse foi o único reator que apresentou remoção deste parâmetro abaixo de 80%.

4.3 COMPORTAMENTO DA DQO

A Figura 11 apresenta o comportamento da DQO_T ao longo do tempo no decorrer do trabalho.

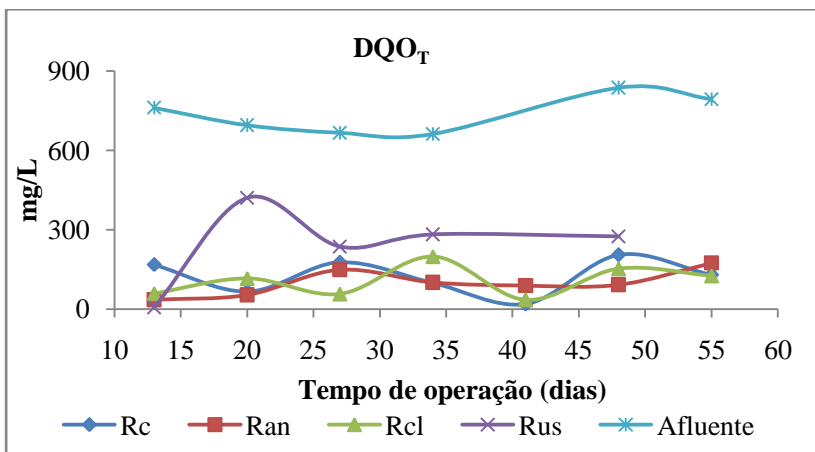


Figura 11. Comportamento da DQO_T ao longo da operação do reator.

A concentração de DQO_T no afluente apresentou resultados variando entre 600-800 mg/L, valores acima do afluente da ETE Insular.

O comportamento da DQO_T reflete uma boa eficiência de remoção, com valores variando entre 6-282mg/L para os reatores: R_C; R_{AN} e R_{CL}. Já o reator R_{US}, onde foi feita a etapa de desintegração ultrasônica, apresentou maior DQO, resultado que reflete a pior sedimentação e maior valor de sólidos suspensos no efluente final do reator.

4.4 COMPORTAMENTO DO NITROGÊNIO

Na Tabela 6 estão apresentados os valores das concentrações do NTK, amônia, nitrito e nitrato, na entrada e saída dos reatores.

A média dos valores de NH₄⁺-N ficaram abaixo de 20 mg/L, atendendo a Resolução n° 357/05 do CONAMA; enquanto que para os valores de NTK, apenas o R_{US} ficou acima dos 20 mg/L.

No afluente a concentração de nitrito e nitrato foi bem baixa, aumentando no efluente final dos reatores, indicando a ocorrência do processo de nitrificação.

Tabela 6. Concentração de Nitrogênio no efluente e afluente da unidade experimental.

Variáveis	Afluente	R _C	R _{AN}	R _{CL}	R _{US}
NTK (mg/L) (n=7)	54,6±9,7	4,8±3,8	4,4±3,9	3,3±1,8	31,8±17,9
NH ₄ ⁺ -N (mg/L) (n=5)	19,1±4,2	2,4±0,9	3,5±2,0	2,2±1,3	4,6±2,4
NO ₂ -N (mg/L) (n=3)	0,03±0,01	0,52±0,30	0,36±0,16	0,48±0,41	0,86±0,69
NO ₃ -N (mg/L) (n=3)	0,3±0,3	1,8±0,5	3,0±1,3	3,9±2,5	2,9±1,7

Na unidade experimental ocorreu o processo de nitrificação e desnitrificação simultânea, devido à estratificação de OD no interior do reator, causado pela existência de zonas aeróbias e anóxicas formadas pelas condições de mistura e pela distância do ponto de aeração. Assim, têm-se pontos de OD mínimo, onde a desnitrificação pode ocorrer, e máximo (perto dos aeradores), onde ocorre a nitrificação (VAN HAANDEL *et al.*, 2009).

Nos reatores foi verificado que realmente a diferença entre o OD perto dos aeradores e distante 10 cm dos aerados era muito grande, conforme apresenta a Tabela 7, que indica o OD no 31º dia de operação.

Tabela 7. Estratificação OD dentro dos reatores.

Reator	OD perto aerador (mg/L)	OD distante aerador (mg/L)
R _C	4,3	0,6
R _{AN}	5,6	0,5
R _{CL}	4,9	0,5
R _{US}	3	0,5

A eficiência de desnitrificação está apresentada na Tabela 8.

Tabela 8. Eficiência de desnitrificação

Reator	EDN(%) (n=4)
R _C	84
R _{AN}	79
R _{CL}	83
R _{US}	76

A Tabela 8 indica que houve desnitrificação nos reatores, confirmando a hipótese de que a perda de sólidos com a flotação do lodo foi em parte devido ao N₂ gasoso, produto final da desnitrificação.

4.5 COMPORTAMENTO DO FÓSFORO TOTAL

Na Figura 12 tem-se o comportamento de fósforo total no decorrer do trabalho.

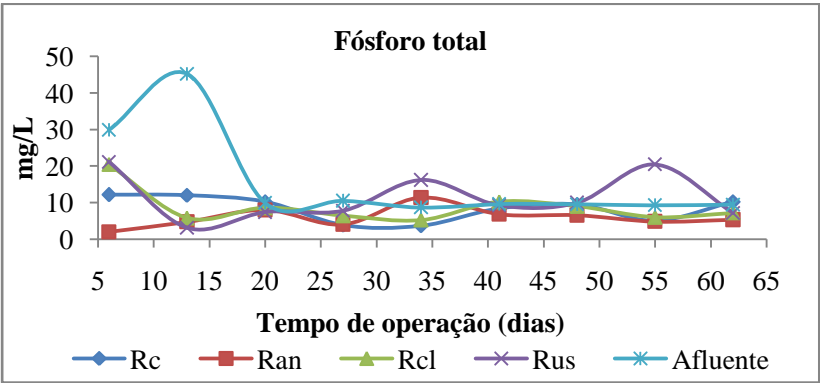


Figura 12. Comportamento do Fósforo Total.

No afluente o fósforo total apresentou grande variação com valores entre 5-50mg/L, com menores valores a partir do 20º dia de operação. Sendo assim, a eficiência de remoção desse parâmetro pode ter sido comprometida, se comparada com o início do trabalho, antes da minimização.

A entrada de $\text{NO}_3\text{-N}$ na zona anaeróbia reduz a eficiência da remoção de fósforo (VON SPERLING, 2002). Os valores de nitrato no item 4.4 indicam que o pior desempenho dos reatores, em relação à remoção de fósforo, após a etapa de minimização pode estar associado à presença de nitrato na zona de sedimentação do reator, e não somente à perda de sólidos suspensos.

O fósforo total no efluente final apresentou valores entre 2-21 mg/L, sendo que o reator R_{US} apresentou altos valores, resultado do elevado valor de SS nesse reator. Sendo assim não foi possível atender a legislação ambiental de Santa Catarina $P_T < 4$ mg/L (Lei 14.675/09).

4.6 COMPORTAMENTO DOS SÓLIDOS

4.6.1 Sólidos suspensos

Na Tabela 9 estão apresentados os valores encontrados para sólidos suspensos totais e sólidos suspensos voláteis no afluente e efluente dos reatores.

Tabela 9. Sólidos suspensos no afluente e efluente da unidade experimental.

Antes da minimização	SS (mg/L) (n=2)	SSV (mg/L) (n=2)
Afluente	103,6 ± 26,4	97,4 ± 24,6
R_C	52,0 ± 34,5	40,0 ± 15,0
R_{AN}	25,5 ± 4,5	25,5 ± 7,5
R_{CL}	57,0 ± 17,0	49,0 ± 19,0
R_{US}	54,5 ± 22,5	49,5 ± 17,5
Após da minimização	SS (mg/L) (n=4)	SSV (mg/L) (n=4)
Afluente	99,0 ± 9,0	81,0 ± 17,0
R_C	32,3 ± 5,9	26,3 ± 10,1
R_{AN}	25,0 ± 8,5	24,0 ± 8,5
R_{CL}	46,7 ± 16,4	36,3 ± 12,7
R_{US}	68,0 ± 23,0	55,3 ± 23,7

A partir dos dados da Tabela 9 é possível constatar que os valores não tiveram grande variação após as etapas de minimização. Destaque para o efluente do R_{US} , onde foi feita a etapa de desintegração ultra-sônica, o qual apresentou um leve aumento de sólidos suspensos totais e voláteis depois das etapas de minimização.

Em todos os reatores a eficiência de remoção de sólidos suspensos foi de 30-75%. A remoção não foi alterada após as etapas de minimização nos reatores R_{AN} e R_{CL} .

Os reatores juntos apresentaram eficiência média de sólidos suspensos de 55%. Essa baixa eficiência pode estar relacionada a perda de sólidos suspensos que ocorreu no reator. É necessário uma maior área de sedimentação, ou um anteparo que segure os sólidos na parte onde ocorre a sedimentação (Figura 13).

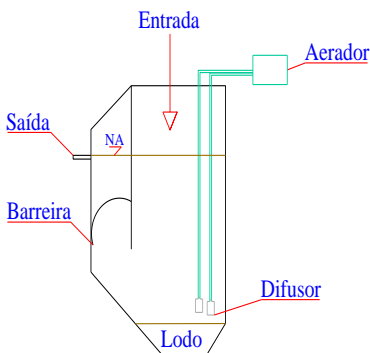


Figura 13. Esquema da barreira para sólidos.

4.6.2 Sólidos no lodo

Na Tabela 10 estão apresentados os resultados de sólidos totais e sólidos totais voláteis no lodo dos reatores.

O lodo do reator 2 (R_{AN}) apresentou muito mais sólidos do que o lodo dos outros reatores. Além disso, o lodo do R_{US} onde foi feita a etapa de desintegração ultra-sônica apresentou baixos valores de sólidos no lodo.

Tabela 10. Concentração de sólidos no lodo da unidade experimental.

Lodo reator	ST (mg/L) (n=6)	STV (mg/L) (n=6)
R _C	5871 ± 1538	3545 ± 1047
R _{AN}	12136 ± 17689	9966 ± 17601
R _{CL}	8734 ± 1666	5176 ± 2028
R _{US}	5283 ± 1297	3075 ± 1152

4.6.3 Volume de lodo

Na Figura 14 está apresentada a variação do volume de lodo nos reatores durante o tempo de operação.

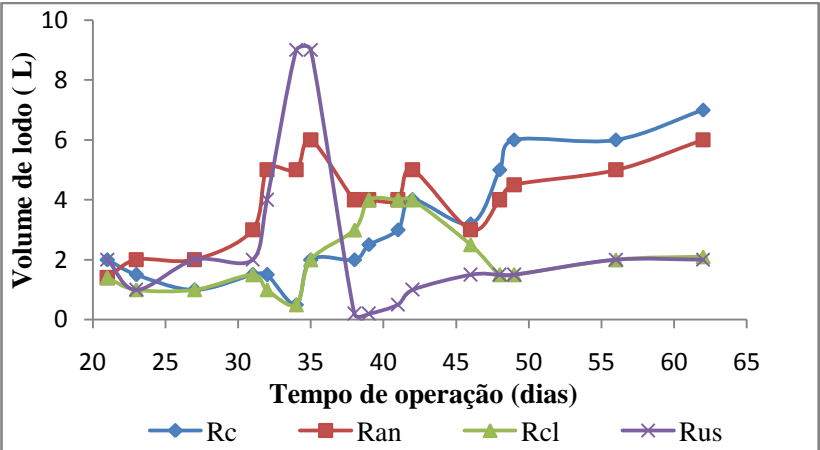


Figura 14. Variação do volume de lodo nos reatores durante o tempo de operação.

Houve um grande volume de lodo nos reatores onde ocorreram as etapas de desintegração ultra-sônica (R_{US}) e processo anaeróbio por oxidação sedimentativa (R_{AN}) no 35º dia. Isso ocorreu devido à piora na sedimentabilidade do lodo, registrada durante esses dias.

Alguns reatores apresentaram perda de sólidos suspensos, principalmente no reator onde foi feita a desintegração ultra-sônica (R_{US}) e no controle (R_C). Uma das hipóteses é que o processo de

nitrificação e desnitrificação simultâneas fez com que o lodo flotasse em virtude do N_2 formado, saindo do reator com o efluente. Outra hipótese é a presença de organismos filamentosos, que prejudicam a sedimentação e também fazem com que o lodo flote.

A partir do 48º dia de operação o volume de lodo nos reatores R_{CL} e R_{US} apresentaram o mesmo valor, que estabilizou-se em torno de 2 L, bem inferior ao R_{AN} com 6 L e ao R_C com 7 L.

4.6.4 Massa de sólidos no lodo

A partir dos dados de sólidos totais no lodo, com os de volume de lodo tem-se a massa de sólidos totais no lodo, apresentada na Figura 15. A partir do 41º dia de operação houve a diminuição da produção de excesso de lodo, por parte dos reatores onde foram feitas as etapas de minimização.

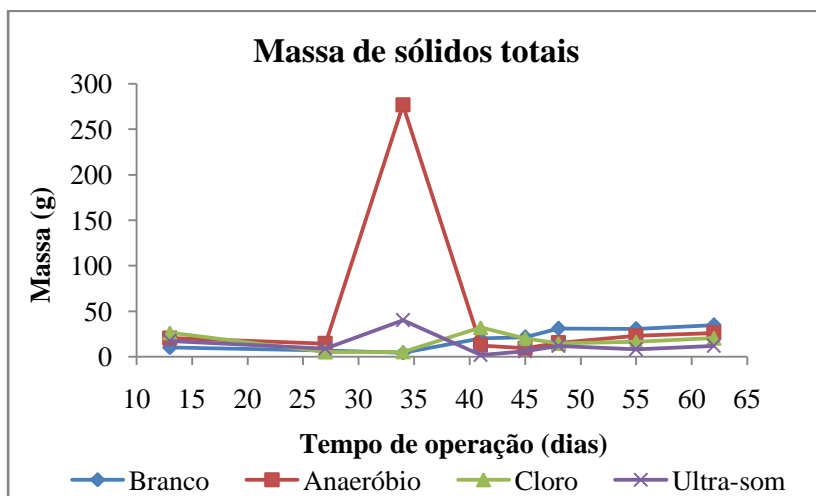


Figura 15. Comportamento da massa de sólidos nos reatores.

Na Tabela 11 estão apresentados os valores de massa de sólidos totais nos reatores no 27º dia de operação, no início do trabalho, e no 62º dia de operação, no fim do trabalho.

Tabela 11. Valores de massa de sólidos totais no início e no fim da operação do reator.

Reator	Massa (g)	
	27°	62°
R _C	7,1	34,8
R _{AN}	14,5	26,2
R _{CL}	5,4	20,5
R _{US}	9,2	12,0

De acordo com os valores de massa de sólidos nos reatores pode-se verificar que o reator R_C, onde não foi feita a minimização, teve maior aumento de sólidos com 492% de aumento, contra 181%, 379% e 131% dos reatores R_{AN}, R_{CL} e R_{US}, respectivamente.

Considerando o aumento de massa do R_C, os reatores apresentaram diminuição da produção de sólidos totais de 78% (R_{AN}), 45% (R_{CL}) e 74% (R_{US}).

Outros trabalhos resultaram na redução da produção de excesso de lodo em 60% para a cloração e 50% para o processo de sedimentação oxidativa (PÉREZ-ELVIRA *et al.*, 2006). Neis *et al.*, (2008) apresentaram redução de 25% para o processo de desintegração ultra-sônica.

4.6.5 Coeficiente de produção celular

Na Tabela 12 está apresentado o coeficiente de produção celular no tanque de aeração dos reatores antes e após a minimização. É esperado que o coeficiente de produção celular aumente, tendo em vista que a idade do lodo nos reatores aumenta e com ela os valores de SSV no tanque de aeração.

É possível verificar que o controle (R_C) obteve leve aumento do coeficiente de produção celular, sendo que o maior aumento do Y foi observado nos reatores R_{AN} e R_{CL}. O reator R_{US} apresentou diminuição de produção celular, o que não é coerente. Isso pode ter ocorrido pelo fato de ter sido feita apenas uma análise dos SSV no tanque de aeração antes da minimização, o que pode ter afetado o valor de Y.

Tabela 12. Coeficiente de produção celular da unidade experimental antes e depois da minimização.

Reator	Y(g/g)	
	Antes da minimização (n=1)	Depois da minimização (n=5)
R _C	0,86	1,27 ± 0,58
R _{AN}	0,18	1,15 ± 0,40
R _{CL}	0,27	1,19 ± 0,32
R _{US}	2,03	1,17 ± 0,65

Na Tabela 13 estão apresentados os valores de SSV e de DBO removida no tanque de aeração antes e após a minimização.

Tabela 13. DBO_r e SSV do tanque de aeração da unidade experimental.

Reator	Antes da minimização		Depois da minimização	
	DBO _r mg/L) (n=1)	SSV (mg/L) (n=1)	DBO _r (mg/L) (n=5)	SSV(mg/L) (n=5)
R _C	483	416	678 ± 238	745 ± 200
R _{AN}	525	94	667 ± 233	781 ± 473
R _{CL}	541	144	670 ± 198	834± 287
R _{US}	414	840	545 ± 125	637 ± 439

Nota-se que os valores de SSV no reator R_{US} antes da minimização estão bem acima dos valores dos outros reatores, e superior também ao valor de SSV depois da minimização, o que pode ter afetado o coeficiente de produção celular. Confrontando os dados de SSV com a DQO do dia, que foi de 420mg/L, e com a vazão do dia, que foi de 2,4 L/h, verificou-se que o reator estava sobrecarregado, com vazão 2,4 vezes maior que a ideal.

Sendo assim, na análise da Tabela 12 deve-se levar em consideração esses fatores, e uma comparação entre as médias do coeficiente de produção celular depois da minimização é mais coerente. Sendo assim pode-se verificar que todos os reatores apresentaram valores bem próximos de Y.

No fim do período experimental (62º dia) o Y dos reatores apresentou significativa representatividade, levando-se em consideração o volume e massa de lodo em cada reator. Sendo assim, na Tabela 14

estão apresentados os valores de coeficiente de produção celular no 62º dia de operação.

Tabela 14. Coeficiente de produção celular no 62º dia.

REATOR	Y (g/g)
R _C	2,22
R _{AN}	1,39
R _{CL}	1,70
R _{US}	1,31

O coeficiente de produção celular ao final dos ensaios teve resultado bastante expressivo. Pode-se verificar que, considerando o Y do controle R_C, os reatores R_{AN}, R_{CL} e R_{US} apresentaram redução de 37%, 24% e 41% no Y, respectivamente.

Resultados similares de redução do coeficiente de produção celular no processo de anaerobiose por sedimentação oxidativa foram obtidos por Chudoba *et al.*, (1992). Esses autores, utilizando esgoto sintético em um sistema de lodos ativados, obtiveram valores de Y no controle em torno de 0,37 kgSST/kgDQO_{removida}, enquanto que no processo de sedimentação oxidativa este valor foi de 0,22 kgSST/kgDQO_{removida}, correspondendo a uma redução de 40%.

O coeficiente de produção celular da ETE Insular foi calculado a partir dos dados de SSV e DBO_r no tanque de aeração, e estão apresentados na Tabela 15.

Tabela 15. Coeficiente de produção celular, SSV e DBO_r da ETE Insular.

Tanque aeração	SSV(mg/L) (n=16)	DBO _R (mg/L) (n=17)	Y(g/g)
T1	2331,2 ± 416,9	304,9 ± 73,7	7,6
T2	2435,7 ± 389,6	304,9 ± 73,7	8,0

A partir dos valores de Y da ETE Insular verifica-se que os mesmos estão bem acima dos valores encontrados para os reatores experimentais. Isso acontece devido à elevada idade do lodo encontrada em estações de lodos ativados por aeração prolongada (VON SPERLING, 2002).

4.6.6 Sedimentação

A sedimentação foi avaliada nos reatores por meio de testes de índice volumétrico de lodo. Na Tabela 16 estão apresentados os resultados do teste do IVL e IVLD antes e após as etapas de minimização. Ocorreu uma piora na sedimentação no reator controle (R_C) e no reator onde ocorreu a desintegração ultra-sônica do lodo (R_{US}).

Tabela 16. IVL antes e após a minimização na unidade experimental.

Reator	Antes da minimização (n=1)		Após a minimização (n=5)	
	IVL (mL/g)	Sedimentação	IVLD (mL/g)	Sedimentação
R_C	222	Ruim	392 ± 124	Péssima
R_{AN}	943	Péssima	703 ± 401	Péssima
R_{CL}	758	Péssima	283 ± 94	Péssima
R_{US}	161	Média	263 ± 177	Péssima

Valores de IVL abaixo de 100 mL/g são desejáveis, e valores acima de 150 mL/g estão geralmente associados ao crescimento de organismos filamentosos (METCALF & EDDY, 2003).

A piora na sedimentação no processo de desintegração ultra-sônica já foi comprovada em outros estudos, e está associada a alta energia aplicada pelo sonotrodo (FOLADORI *et al.*, 2010).

A péssima sedimentação no reator controle (R_C) indica que mesmo sem as etapas de minimização, todos os reatores apresentariam valores altos de sedimentação. Isso pode ser consequência da concepção dos reatores, com câmara de aeração integrada à de sedimentação.

O reator onde foi feita a oxidação por cloro combinada ao processo de lodos ativados apresentou melhora na sedimentação, resultado que contraria a hipótese de piora na sedimentação verificada por Foladori *et al.*, (2010). Esses trabalhos indicam que o processo de oxidação por cloro foi pouco estudado, mesmo sendo um processo de bom custo benefício, a formação de subprodutos indesejáveis (trihalometanos) pode limitar sua aplicação em escala real.

Pela análise dos resultados do teste do IVLD verifica-se que o reator 2 (R_{AN}) apresentou valores altos de IVLD, e que se comparados com o controle (R_C) pode representar piora na sedimentação devido ao

processo anaeróbio por oxidação sedimentativa em estudo e a presença de organismos filamentosos, de difícil sedimentação. Mesmo com péssima sedimentação, a média do IVLD está menor de que o resultado do teste antes do início das etapas, ou seja, a sedimentação não apresentou piores resultados com a minimização.

O IVL no tanque de aeração 1 da ETE insular também apresentou péssima sedimentação, com IVL de 318 ± 90 mL/g.

Na Figura 16 está apresentada a variação IVLD no decorrer do estudo.

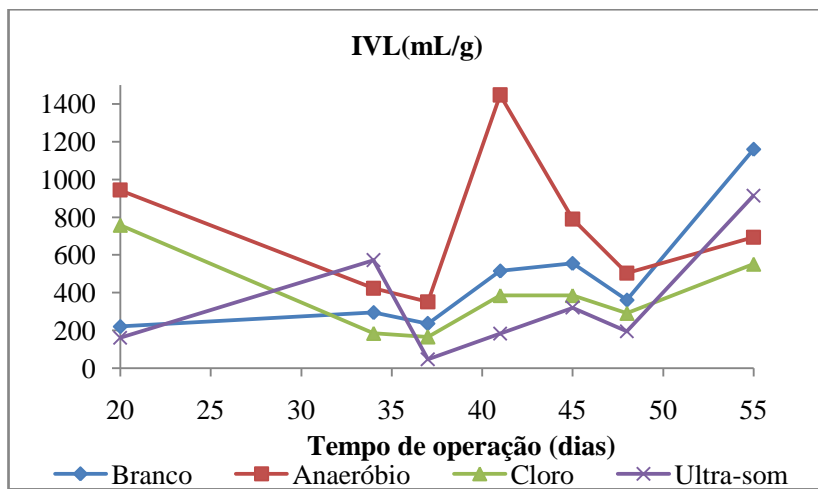


Figura 16. Variação do IVLD na unidade experimental.

É possível verificar que o reator anaeróbio apresentou a pior sedimentação. Entre o 37º e o 45º dia de operação todos os reatores apresentaram piora na sedimentação, seguida de melhora no 48º dia.

4.6.7 Microscopia Ótica

Na Figura 17 apresenta-se a microscopia ótica do lodo nos reatores da unidade experimental.

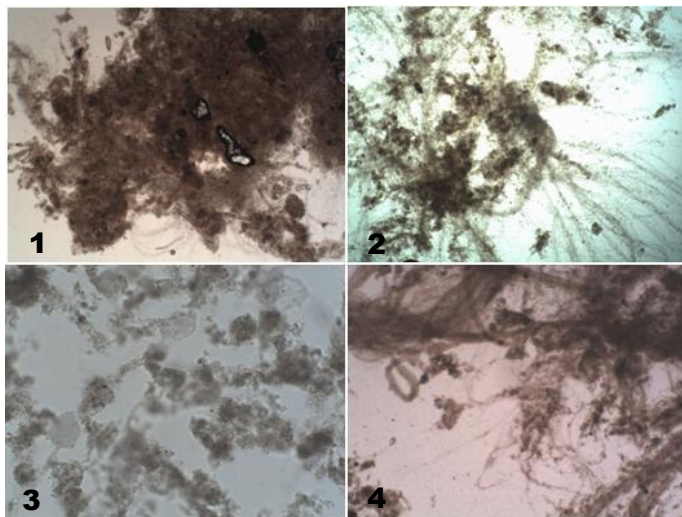


Figura 17. Microscopia do lodo na unidade experimental no 39º dia de operação: (1) Controle aumento 40x; (2) Anaeróbio aumento 40x; (3) Cloro aumento 100x; (4) Ultra-som aumento 40x.

De acordo com a Figura 17, o reator R_C apresentou boa formação de flocos. Já no reator R_{AN} , que foi submetido ao processo de anaerobiose por sedimentação oxidativa, houve a formação de organismos filamentosos, o que implicou em uma péssima sedimentação comprovada pelo teste do IVLD (item 4.6.6). O reator R_{CL} apresentou melhora na sedimentação após a minimização, como foi visto no item 4.6.6, devido à boa formação de flocos, conforme observado na Figura 17. A presença de organismos filamentosos no reator R_{US} determinou a piora na sedimentabilidade após o início das etapas de minimização.

O lodo ativo compõe-se basicamente de dois tipos de organismos: os organismos que tendem a formar flocos e os organismos que tendem a formar lodo filamentoso. Dependendo das condições operacionais no sistema de tratamento, um ou outro tipo terá a maior taxa de crescimento e, conseqüentemente, irá predominar no sistema. Em estações em escala real deve ser adotado um reator aeróbio, de pequenas dimensões, antes

do tanque de aeração denominado seletor biológico (SOUSA *et al.*, 2002).

5 CONCLUSÕES

Neste trabalho foram estudadas três técnicas: processo anaeróbio por sedimentação oxidativa, cloração e desintegração ultra-sônica, visando a redução de lodo produzido em reatores de lodos ativados.

Para as condições operacionais testadas, pode-se concluir:

O reator onde foi realizado o processo anaeróbio por sedimentação oxidativa apresentou 78% de redução do excesso de lodo. Entretanto, não foi observada uma grande variação na remoção de DBO e DQO após o início do processo de minimização, mas foi verificada a formação de bactérias filamentosas no lodo, prejudicando assim a sedimentação. Esse processo é de fácil aplicação a ETE's e representa baixo custo operacional.

No processo de minimização por cloração do lodo, foi alcançada a redução de 45% do excesso de lodo. A remoção de DBO, DQO, fósforo total e nitrogênio não foi afetada. O custo do cloro é baixo se comparado a outros oxidantes como ozônio, sendo assim, essa alternativa apresenta uma boa relação custo-benefício.

A minimização da produção de excesso de lodo por desintegração ultra-sônica apresentou redução de 74%. O aumento de sólidos suspensos no efluente final, assim como a piora na eficiência de remoção de DQO, fósforo total, baixa eficiência de remoção de amônia e o aparecimento de bactérias filamentosas inviabilizam a realização do processo.

Os processos de minimização por cloro e anaerobiose obtiveram bons resultados, e representariam pouco aumento de custo de implementação e operação na ETE Insular.

6 RECOMENDAÇÕES

- ✓ Para estudos posteriores recomenda-se a adoção de um sistema de abastecimento em que a vazão seja igual para os quatro reatores.
- ✓ Construir uma anteparo como barreira para sólidos, a fim de evitar a perda dos mesmo no vertedor.
- ✓ Trabalhar com DBO_5 e DQO_T mais próxima dos valores da ETE Insular.
- ✓ Estudos mais aprofundados devem ser desenvolvidos envolvendo o processo anaeróbio por sedimentação oxidativa como alternativa para a minimização da produção de lodo na ETE Insular.
- ✓ Para a desintegração ultra-sônica, trabalhar com lodo mais denso possível, e aplicar menor frequência, de 20-31kHz.
- ✓ Estudar a toxicidade do efluente do processo de cloração para a minimização de lodo, e a formação de trihalometanos.
- ✓ Deve ser feita também uma avaliação econômica da implantação e da operação dos métodos de minimização na ETE Insular.

REFERÊNCIAS

APHA, AWWA, WEF. **Standard methods for the examination of water and wastewater**. 21ed., Washington, 2005.

ALEM SOBRINHO, P. Estudo dos fatores que influem no desempenho do processo de lodos ativados – determinação de parâmetros de projeto para esgotos predominantemente domésticos. **Revista DAE**, n.132, p. 49-85, 1983.

ANDREOLI, C.V.; VON SPERLING, M.; FERNANDES, F. **Lodo de esgotos: tratamento e disposição final**. Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental – UFMG; Companhia de Saneamento do Paraná. In: Princípios do tratamento biológico de águas residuárias; v.6, 484p. 2001.

BENTO, A.P.; SEZERINO, P.H.; PHILIPPI, L.S.; REGINATTO, V.; LAPOLLI, F.R.; Caracterização da microfauna em estação de tratamento de esgotos do tipo lodos ativados: um instrumento de avaliação e controle do processo. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v.10, n.4, p. 329-338, 2005.

BRASIL. **Resolução CONAMA n° 357/05**, de 17 de março de 2005. Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências. Oficial da União, 18 de março de 2005, p. 21-23.

BRASIL. **Resolução CONAMA n° 375/05**, de 29 de agosto de 2006. Define critérios e procedimentos, para o uso agrícola de lodos de esgoto gerados em estações de tratamento de esgoto sanitário e seus produtos derivados. Brasília, 2006. Oficial da União, 30 de agosto de 2006, p. 3-32.

CASAN - Companhia Catarinense de Águas e Saneamento. <http://www.casan.com.br/>. Acessado em 28 de maio de 2010.

CASSINI, S.T.; CHERNICARO, C.A.L.; ANDREOLI, C.V.; FRANÇA, M.; BORGES, E.S.M.; GONÇALVES, R.F. **Hidrólise e atividade anaeróbia em lodos**. In: CASSINI, S.T. (coord.) Digestão de resíduos sólidos orgânicos e aproveitamento do biogás. PROSAB 3. 1ª ed. Rima Artes e Textos, Vitória, ES. p 10-52. 2001.

CHUDоба, P., CHUDоба, J., CAPDEVILLE, B. The aspect of energetic uncoupling of microbial growth in the activated sludge process: OSA system. **Water Science and Technology**, v. 26, n. 9-11, p. 2477-2480. 1992.

FARIA, L.C.; RODRIGUEZ, L.C.E. Demanda potencial por biossólido em povoamentos de eucalipto no entorno da ETE de Barueri, SP. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, vol. 6, nº 3, 123-130, 2001.

FOLADORI, P., ANDREOTTOLA, G., ZIGLIO, G. Overview of the sludge reduction techniques integrated in the wastewater handling units. In: **Sludge Reduction Technologies in Wastewater Treatment Plants**. London: IWA Publishing, 2010, 43-62.

GONÇALVES, R.F.; CHERNICHARO, C.A.L.; ANDRADE NETO, C.O.; ALEM SOBRINHO, P.; KATO, M.T.; COSTA, R.H.R.; AISSE, M.M.; ZAIAT, M. **Pós- tratamento de efluentes de reatores anaeróbios por reatores com biofilme**. In: Pós- tratamento de efluentes de reatores anaeróbios. PROSAB 2. Segrac Editora e Gráfica Ltda, Belo Horizonte, MG. 544 p. 2001

JORDÃO, E.P.; PESSÔA, C.A. **Tratamento de esgotos domésticos**. 4ª ed. Rio de Janeiro: ABES. 2005. 906 p.

LIU, Y. Chemically reduced excess sludge production in the activated sludge process. **Water Research**, 50, p 1-7, 2003.

LIU, Y.; TAY, J.H. Strategy for minimization of excess sludge production from the activated sludge process. **Water Research**, 19, p 97-107, 2001.

LOW, E.W.; CHASE, H.A. Reducing production of excess biomass during wastewater treatment. **Water Research**, 33, p 1119-1132, 1999.

MARSILI-LIBELLI, S.; TABANI, F. Accuracy analysis of a respirometer for activated sludge dynamic modelling. **Water Research**, 36, p 1181-1192, 2002.

MELCHIOR, S.C.; CAMARGO, M.L.; CONEGLIAN, C.M.R.; BRITO, N.N.; LOPES, T.A.; BARROS, R.M.; SOBRINHO, G.D.; TONSO, S.; PELEGRINI, R. Tratamento de efluentes por processo de lodos ativados. **III Fórum de Estudos Contábeis**. Rio Claro – SP. 2003.

METCALF & EDDY. **Wastewater Engineering**: treatment, disposal and reuse. 4ª Ed. New York: McGraw-Hill, 1815p. 2003.

MULLER, N. Implementing biofilm carriers into activated sludge process - 15 years of experience. **Water Science and Technology**, v. 37, n. 9, p. 167-174. 1998.

NASO, M.; CHIAVOLA, A.; ROLLE E. Application of excess activated sludge ozonation in an SBR plant. Effects on substrate fractioning and solids production. **Water Science and Technology**, v. 58, n. 1, p. 239-245. 2008

NEIS, U.; NICKEL, K.; LUNDÉN A. Improving anaerobic and aerobic degradation by ultrasonic disintegration of biomass. **Journal of Environmental Science and Health, PART A**, v. 43, n. 13, p. 1541-1545. 2008

OCHOA, J.C.; COLPRIM, J.; PALACIOS, B. PAUL, E. and CHATELLIER, P. Active heterotrophic and autotrophic biomass distribution between fixed and suspended systems in a hybrid biological reactor. **Water Science and Technology**, v. 46, n. 1-2, p.397- 404, 2002.

PÉREZ-ELVIRA, S.I.; Díez, P.N.; FDZ-POLANCO, F. Sludge minimization technologies. **Environmental Science and Bio/Technology**, v. 5, p.375- 398, 2006.

SANTA CATARINA. **Lei nº 14.675**, de 13 de abril de 2009. Institui o Código Estadual do Meio Ambiente e estabelece outras providências.

SOUSA, C.A.; SILVA, C.M.; MOURA, M.A. Controle de intumescimento filamentosos em uma planta de lodos ativados de fábrica de papel reciclado através de seletores biológicos. In: **35º Congresso e Exposição Anual de Celulose e Papel**, São Paulo – SP, 2002.

SOUTO, V.S. **Utilização de reatores híbridos de fluxo contínuo e em bateladas sequenciais para remoção conjunta de carbono e nitrogênio de esgoto urbano**. Dissertação (Mestrado) - Programa de Pós-graduação em Engenharia Ambiental, Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2007.

SPANJERS, H.; VANROLLEGHEM, P.; OLSSON, G.; DOLD, P. Respirometry in control of activated sludge process: principles. **IWAQ Scientific and Technical Report n. 7**, 1998.

VAN HAANDEL, A.; SOBRINHO, P.A. **Produção e composição de lodos de esgotos**. In: ANDREOLI, C.V (coord.). Alternativas de uso de resíduos do saneamento. PROSAB 4. 1ª ed. Sermograf Editora e Gráfica Ltda, Curitiba, PR. p 07-28. 2006.

VAN HAANDEL, A.C.; MARAIS, G.O. **O comportamento do sistema de lodo ativado – Teoria e aplicação para projeto e operação**. Universidade Federal da Paraíba, Campina Grande, Epgraf, 472 p., 1999.

VAN HAANDEL, A.C., KATO, M., VON SPERLING, M. Remoção biológica de nitrogênio: aplicações para o sistema de lodo ativado. In: MOTA, F.S.B., VON SPERLING, M. **Nutrientes de esgoto sanitários: utilização e remoção**. Rio de Janeiro: ABES, 2009. 174-226.

VON SPERLING, M. **Lodos Ativados**. Vol. 4. Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental – UFMG. 2ª edição ampliada. 2002. 428 p.

VON SPERLING, M. **Princípios Básicos de Tratamento de Esgotos**. Vol. 2 Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental – UFMG. 6ª impressão 2006. 211p.

WOLFF, D.B. **Remoção biológica de carbono e nitrogênio de esgoto urbano em reatores híbridos utilizando dois materiais suporte flotantes.** Tese de Doutorado - Programa de Pós-graduação em Engenharia Ambiental, Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2005.

WOLFF, D.B.; CHAVEZ, J. C. O.; PAUL, E.; COSTA, R. H. R. Tratamento de esgoto sanitário por reatores híbridos. In: **22º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental – ABES.** Joinville, SC. 2003b.